



TITLE:

京都市街域におけるエノキ, ムク  
ノキ及びケヤキの残存と更新に関  
する研究( Dissertation\_全文 )

AUTHOR(S):

木村, 元則

---

CITATION:

木村, 元則. 京都市街域におけるエノキ, ムクノキ及びケヤキの残存と  
更新に関する研究. 京都大学, 2019, 博士(農学)

ISSUE DATE:

2019-05-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k21969>

RIGHT:

許諾条件により本文は2020-04-01に公開

平成三十年度 博士学位請求論文

京都市街域におけるエノキ，ムクノキ及びケヤキの  
残存と更新に関する研究

Persistence and Recruitment of *Celtis sinensis*, *Aphananthe aspera* and *Zelkova serrata*  
in the urban area of Kyoto

京都大学大学院 農学研究科  
森林科学専攻 博士後期課程  
環境デザイン学研究室

木村 元則





駐車場の一角に生育し狸の像が併置されていたムクノキの「天然更新木」

以前の土地利用から駐車場に転化する際、ムクノキの周囲のみ舗装されずに残されたものと考えられる。

目次	
第一章 序論	1
一. 背景	1
(1) エノキ, ムクノキ及びケヤキの生態学的特性と潜在的な分布	1
(2) エノキ, ムクノキ及びケヤキの潜在的な分布地と人間の活動	1
(3) 市街域におけるエノキ, ムクノキ及びケヤキの生育とそれらがもたらす価値	1
(4) 京都市街域におけるエノキ, ムクノキ及びケヤキ	2
(5) 先行研究	2
二. 目的と構成	6
引用文献	7
第二章 京都市街域に生育するエノキ, ムクノキ及びケヤキの残存様式	9
一. 背景と目的	9
二. 方法	10
(1) 樹林及び孤立木の定義	10
(2) 対象地域	10
(3) 踏査及び地図の作成	10
(4) 樹林及び孤立木の残存状況の記録	10
(5) 建蔽率の算出と樹林の分布地及び孤立木の生育地の分類	11
(6) 樹林及び孤立木の分布及び残存様式の記述	11
三. 結果	13
(1) 1986 年の樹林の分布	13
(2) 2016 年の樹林の残存状況	16
(3) 1986 年の孤立木の分布	17
(4) 2016 年の孤立木の残存状況	18
四. 考察	21
(1) 樹種特性にみる 1986 年の分布様式	21
(2) 1986 年以降のエノキ, ムクノキ及びケヤキの生育地の変化	21
五. 総括	24
引用文献	25
第三章 京都市左京区下鴨の住居地域におけるエノキ, ムクノキ及びケヤキの残存と更新過程	26
一. 背景と目的	26

二．方法	27
(1) 対象地域	27
(2) 踏査及び地図の作成	29
(3) 生育地の分類	30
(4) 残存過程及び更新過程の記述	31
(5) 残存様式の記述	31
(6) 剪定強度と土地利用及び建蔽率との関係性の検討	31
(7) 「天然更新木」の更新様式の記述	31
三．結果	33
(1) エノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態	33
(2) エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存状況	37
(3) エノキ、ムクノキ及びケヤキが受けた剪定強度と建蔽率及び土地利用との関係	39
(4) エノキ、ムクノキ及びケヤキの市街地における更新特性とその立地	43
四．考察	45
(1) エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存を規定する要素の検討	45
(2) エノキ、ムクノキ及びケヤキの更新特性	46
(3) エノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態	48
五．総括	50
引用文献	51
第四章 京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新特性の解明とその比較	53
一．背景と目的	53
二．方法	54
(1) 対象地域	54
(2) 踏査及び地図の作成	55
(3) 生育地の分類	56
(4) 残存過程及び更新過程の記述	57
(5) 更新ポテンシャルの評価モデル作成	57
(6) 更新空間の植物と人工構造物に関する集計	60
三．結果	61
(1) 市街地及び鴨川公園におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態	61

(2) 「保護林」におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態	68
(3) エノキとムクノキの天然更新木の更新特性	71
(4) エノキ及びムクノキの更新空間で確認された植物及び人工構造物	74
四. 考察	81
(1) エノキとムクノキの更新及び生残特性の違い	81
(2) ケヤキの更新特性	82
(3) エノキとムクノキの更新空間の条件	82
五. 総括	84
引用文献	85
第五章 総合考察	86
一. 第二章から第四章で得られた知見の総括	86
二. 京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地の保全と創出の方向性	88
(1) 残存する樹林及び孤立木の保全	88
(2) 新たな生育地の創出による天然更新の促進	89
引用文献	92
謝辞	93

## 第一章 序論

### 一. 背景

#### (1) エノキ、ムクノキ及びケヤキの生態学的特性と潜在的な分布

エノキ、ムクノキ及びケヤキは先駆種的な特性をもつことが知られており、その侵入と定着には光環境などを著しく変化させるような攪乱が必要と考えられている<sup>10)12)</sup>。こうした特性から、洪水や氾濫による一時的な冠水や土砂の堆積や流亡によって不安定な状態にあり、排水及び通気性が十分な砂質土壌や砂礫土壌からなる、河川中流域から下流域に位置する沖積低地の自然堤防や河岸段丘といった環境において、エノキ、ムクノキ及びケヤキを主体とするムクノキーエノキ群集が成立することが知られている<sup>8)</sup>。特に、高木層にケヤキが優占することによって特徴づけられるケヤキ亜群集は近畿地方を中心に分布する<sup>8)</sup>。

#### (2) エノキ、ムクノキ及びケヤキの潜在的な分布地と人間の活動

沖積低地は古くから農耕地あるいは人間の居住地として利用されてきたことから、現在残されているムクノキーエノキ群集の分布は局地的であり、群落組成的にも貧弱で断片的な林分が多い<sup>10)12)</sup>。かつてはこうした河畔林の多くが、河川の護岸林として保護育成されたと考えられるが、現在では河川改修や護岸修復などによって減少している<sup>9)</sup>。例えば、鳥取県千代川流域では1990年代から2000年代にかけてエノキとムクノキが優占する河畔林の大幅な減少が報告されている<sup>7)</sup>。また、滋賀県愛知川流域では約100年の間にエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地である河畔林の減少が顕著であり、特に中流域では都市開発や河川改修による河畔林の減少が確認されている<sup>23)</sup>。このように、エノキ、ムクノキ及びケヤキの潜在的な生育地では人為の影響が絶えず繰り返されてきたものと考えられる。

#### (3) 市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育とそれらがもたらす価値

都市域には、河畔林の名残である樹林にエノキ、ムクノキ及びケヤキが主要な構成種として出現する<sup>9)</sup>。また、これらの樹種は孤立木としても頻繁にみられ<sup>12)</sup>、市街地で大径木が残存するだけでなく、自然な更新も多くみられる<sup>11)</sup>。このように市街地でもエノキ、ムクノキ及びケヤキが出現するのは、これら3種のもつ先駆種的な特性から災害などの攪乱や開発によって形成され、粗放な管理がなされる土地利用が繰り返し現れる都市域に適合しており<sup>11)</sup>、さらに成長が非常に速いことによるものと考えられる<sup>10)</sup>。

このように都市域に残存するエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林、孤立木には、生態的及び利用的観点から様々な価値が認められる。生態的観点からは、その樹林が比較的林床の明るい疎生した林分で草本植物の種多様性が豊富な河畔林の名残であること<sup>8)</sup>、大径木となり樹洞を形成するため鳥類や小動物などの動物に生息場所を提供すること<sup>2)</sup>、エノキ、ムクノキの果実は核果であり、多様な鳥類を育むこと<sup>19)</sup>、エノキの葉は国蝶であるオオムラサキを含む蝶類の食草となること<sup>3)</sup>などが挙げられる。利用的観点からは、これらの樹木が落葉広葉樹であり、その樹林は明るく枝下高が高いため、林内散策などのレクリエーションに好適であることが挙げられる<sup>4)11)</sup>。

#### （４）京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキ

京都市街域では、エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存が顕著であり、吉田・坂本<sup>21)</sup>によると古くから建物が高密度に建て込み、建替えや敷地の細分化などを経て来た、都市的環境圧の高い旧市街地には少なく、その周辺部に多く残存していることが明らかとなっている。特に寺社境内や京都御苑、二条城、京都府立植物園などの規模の大きな公共園地あるいは大学構内などに樹林としての残存が顕著であり、旧市街地においても寺社境内、旧屋敷跡、公共園地などに多い。また、民有地にも孤立木として残存するものが多いが、これらはかつて寺院等の境内の樹林地や竹林であったケースが多く確認されている。このように、エノキ、ムクノキ及びケヤキは京都市街域における歴史的、文化的な土地利用の象徴の１つと考えられ、先に挙げた生態的、利用的観点からの価値も合わせて、その保全の意義は大きい。実際にエノキ、ムクノキ及びケヤキは京都市の区民の誇りの木に指定されている件数が多く、全 872 件のうち、エノキが 68 件、ムクノキが 33 件、ケヤキが 63 件であり、これらを合わせるとサクラ類を含むバラ科の 159 件、クスノキを含むクスノキ科の 139 件を上回っていることから、京都市街域においては住民からもこれら 3 種の価値が認められているといえる<sup>5)</sup>。

#### （５）先行研究

##### 1) 京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存

このように京都市街域では、エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存が顕著でありその価値についても指摘され、実際に区民の誇りの木などにも指定されている。京都市街域の北東部では坂本・吉田<sup>9)</sup>による詳細なエノキ、ムクノキ及びケヤキの分布調査がなされており、地図情報の分析から 1800 年代後半以降 1985 年までこれら 3 種からなる樹林及び孤立木がその増減を繰り返しながらも維持されてきたことが示唆されている（図 1－1）。しかし、市街地の開発が著しく確認された京都市街域の西部では 1986 年までにエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林が減少し、孤立木として残存するといった過程も確認されている（図 1－2）<sup>21)</sup>。市街地の推移から考えると京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林及び孤立木は、その後も減少の傾向にあると考えられる<sup>11)</sup>。それは、寺社境内の縮小や駐車場への変化、空地への住居の建築、土地利用の変化など<sup>20)</sup>によって樹林、孤立木が除去され、種子供給源が消失するとともに更新立地が減少することによって起こると考えられる<sup>12)</sup>。しかし、1986 年以降これらエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存林と孤立木の推移を明らかにした研究はみられず、その保全施策を検討するうえで、そうした研究は必要不可欠である。加えて、住居地域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存状況は所有者や周辺住民の意識をも反映していると考えられ<sup>11)22)</sup>、残存過程の把握には住民意識の評価も必要であると考えられる。



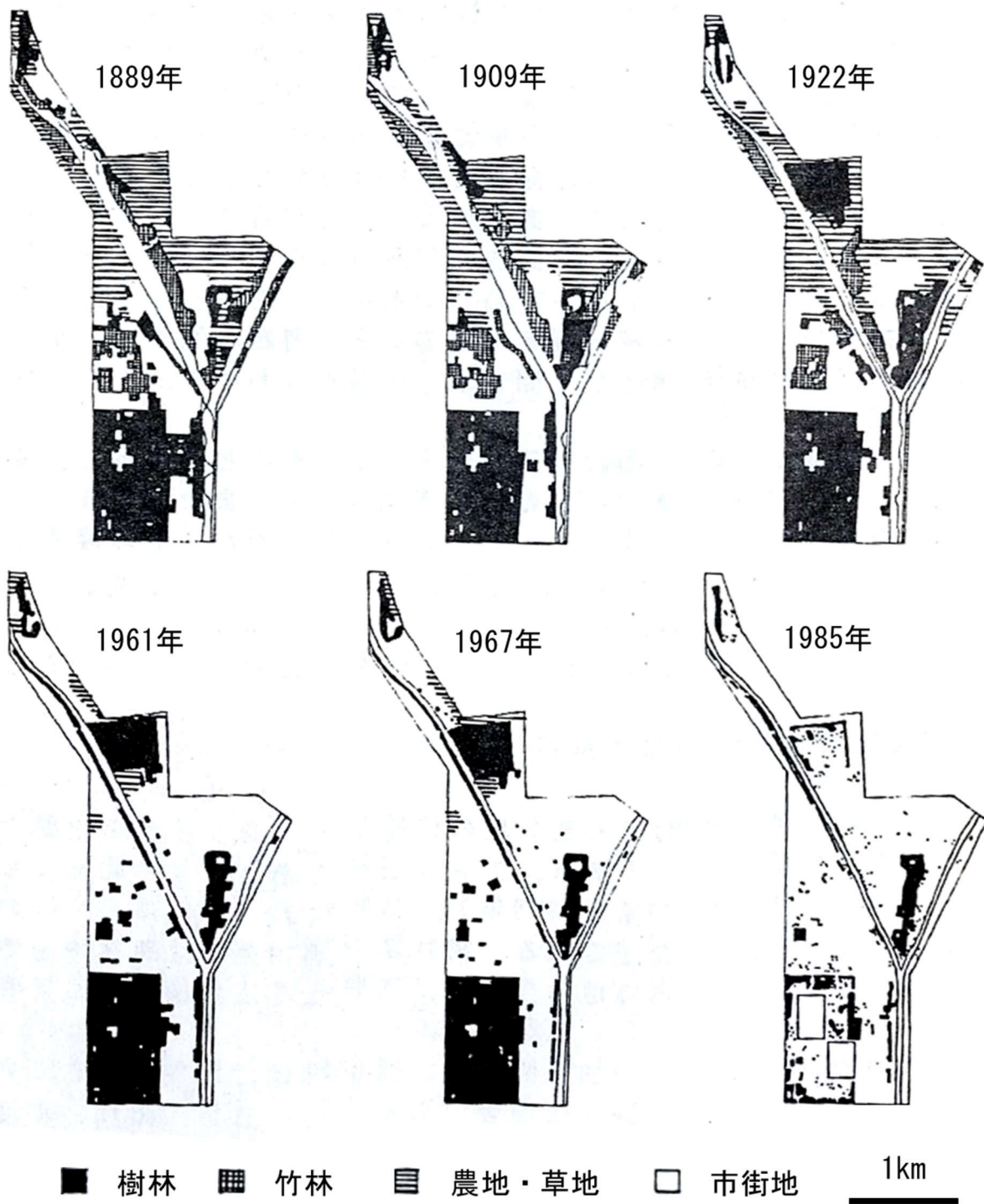


図1-1 1889年から1985年までの京都市街域北東部のエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地の推移  
(坂本・吉田<sup>9)</sup>より)

1985年の地図は実際に生育が確認されたエノキ、ムクノキ及びケヤキの樹林あるいは孤立木の分布を示す。1889年から1967年の地図は1985年にエノキ、ムクノキ及びケヤキが確認された生育地の利用形態を地形図から判読したものである。

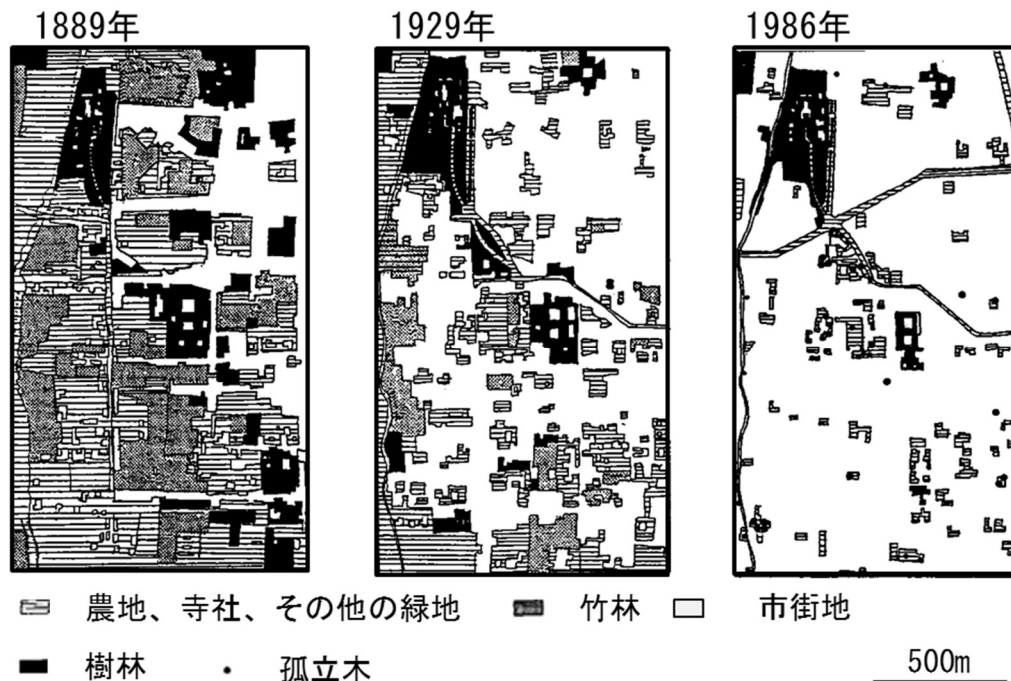


図1-2 1889年から1985年までの京都市街域西部のエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地の推移  
(吉田・坂本<sup>21)</sup>より)

1986年の地図は実際に生育が確認されたエノキ、ムクノキ及びケヤキの樹林あるいは孤立木の分布を示す。

## 2) 京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新

市街域で減少傾向にあるエノキ、ムクノキ及びケヤキを保全するためには、樹林の縮小及び孤立木の消失を防ぐことも重要であるが、その更新を促すことも必要となり、市街地的な環境における更新過程について明らかにする必要がある<sup>1)13)</sup>。

京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新に関する先行研究として、田端らによる都市域に比較的自然性の高い状態で残存している糺の森<sup>16)17)</sup>と、都市域に新たに造成された都市林である梅小路公園いのちの森<sup>15)18)</sup>における一連の研究が挙げられる。

3種はいずれも先駆的特性を有するが<sup>10)</sup>、田端らによる糺の森における研究で、エノキの相対成長率と枯死率が高く先駆的特性が強い傾向が示唆された<sup>14)</sup>。一方、ムクノキの相対成長率と枯死率はいずれも低く、エノキと比べると先駆的特性が弱い傾向が示された<sup>17)</sup>。種子供給についてみると、鳥散布種であるエノキは実生から10m圏内に同種の成木が存在しない場合でも多数の実生の定着が確認された<sup>16)</sup>。一方、風散布種であるケヤキは一定条件以上の光環境下では周囲の母樹の密度が実生出現数の規定要因となっている可能性が示された<sup>17)</sup>。また3種の更新には開葉期の光条件が強く影響していることが示唆され、光相対散乱光量が12%以上の場合には12%未満の場合と比較して多数の実生の発生が確認された<sup>16)</sup>。

同様の傾向は梅小路公園いのちの森でも確認され、エノキ、ムクノキ共に高い新規加入速度がみられたが<sup>15)</sup>、エノキでより高い値が示された<sup>18)</sup>。また、エノキはムクノキに比べてより広範囲に分布を拡大できる傾向が認められた<sup>15)</sup>。一方で実生の生存率をみると、ムクノキの方がエノキよりも高いことが示された<sup>18)</sup>。Tabata and Morimoto<sup>18)</sup>では、同じ鳥散布種であるエノキとムクノキの間で新規加入速度や実生生存率に差が出る要因として、種子の重量と関連付けて考察を試みている。

ただし、これらの研究は比較的大面積の樹林を対象としたものである。一方、その生育地が市街地に



分散する孤立木や小規模な樹林を対象としたものはみられず，こうした環境におけるエノキ，ムクノキ及びケヤキの更新特性について明らかにし，その種間の違いを明らかにすることは市街域におけるエノキ，ムクノキ及びケヤキの保全施策を検討するうえで必要となる。市街地におけるこれら 3 種の更新については，先行研究がみられないが，故選・森本<sup>6)</sup>は鳥散布樹種の市街地における天然更新の観点からエノキ，ムクノキを取り扱っており，こうした鳥被食散布植物の分布拡大距離は約 200m であり，その実生の成立と増加には植被率が最も影響しており，また種子親の個体数と果実食鳥の個体数も $\times$ 影響を与えていることが示唆されており，それぞれ植被率が高く，種子親の個体数と果実食鳥の個体数が多いと実生が多く確認される傾向にあった。

## 二. 目的と構成

本研究では、京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキについて、京都市街域の広域を対象とした残存状況の分析を行ったうえで、1985年と1986年の調査<sup>9) 21)</sup>でこれら3種の生育が顕著であった2つの対象地域を選定し、その更新過程を把握するとともに、更新空間の条件を検討した。また住居地域を対象に、これら3種の残存状況に反映されている住民の意識である「迷惑性」の指標として剪定強度の評価を行った。

研究は五章から構成されている。

第一章では、京都市街域に残存するエノキ、ムクノキ及びケヤキについてその生態学的特性と人間との関わりについての背景を整理し、本研究で取り扱うこれら3種の市街域における残存及び更新についての先行研究を整理し、全体の目的を設定した。

第二章では、吉田・坂本<sup>21)</sup>の調査資料を参照して、京都市街域の広域を対象として2016年におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存状況を把握するとともに、樹種、直径階、生育地周辺の建蔽率及び生育地の位置する土地利用との関係性を検討し、これら3種の保全のために重点的に検討する必要がある生育地を明らかにした。

第三章では、吉田・坂本<sup>21)</sup>の調査資料及び踏査に基づいて、京都市左京区下鴨の住居地域を対象として1986年から2016年までのエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存過程及び更新過程を把握することでその個体群の動態を明らかにした。併せて第二章で示唆されたこれら3種の残存を考えるうえで重要な「迷惑性」について剪定強度を指標として直径階ごとに生育地周辺の建蔽率と生育地の位置する土地利用との関係性を検討し、その残存を規定する要素についてさらに検討を加えた。

第四章では、第三章の更新過程の把握を受け、坂本・吉田<sup>9)</sup>の調査資料及び踏査に基づいて、京都御苑の北部及び東部の市街域を対象としてエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新特性について市街地に生育する孤立木だけでなく小規模な樹林をも含めてより詳細な検討を行い、市街地におけるこれら3種の更新特性の違いについて把握した。加えて、鳥散布樹種であるエノキとムクノキについてその更新ポテンシャルの評価を行うことでその更新に必要な巨視的な空間条件を検討するとともに、更新空間の詳細な記述を行うことで微視的な空間条件を検討した。

最後に第五章では、第二章から第四章の結果を総括し、京都市街域においてエノキ、ムクノキ及びケヤキの保全を目的とした場合に必要と考えられる施策について、特に市街地におけるエノキとムクノキの更新の観点から検討した。

- 1) Doody BJ・Sullivan JJ・Meurk CD・Stewart GH・Perkins HC (2010) : Urban realities: the contribution of residential gardens to the conservation of urban forest remnants : Biodiversity and Conservation 19(5), 1385-1400
- 2) 橋本啓史・澤邦之・田端敬三・森本幸裕・西尾伸也 (2006) : 京都市街地における樹洞を有する樹木の特徴 : ランドスケープ研究 69(5), 529-532
- 3) 鴨脚慶夫 (1993) : 随想 糺の森の昆虫たち, 四手井綱英編, 下鴨神社糺の森 : ナカニシヤ出版, 247-252
- 4) 木村宗美 (1985) : 都市林における利用行動と林内の状態について一糺の森 (下鴨神社境内) を事例として - : 緑化研究 7, 12-45
- 5) 京都市 (2012) : 区民の誇りの木 : ホームページ <<http://www.city.kyoto.lg.jp/menu4/category/57-10-0-0-0-0-0-0-0-0.html>> 2018.12.1 参照
- 6) 故選 千代子・森本 幸裕 (2002) : 京都市街地における鳥被食散布植物の実生更新 : ランドスケープ研究 65(5), 599-602
- 7) 松岡淳・佐野淳之 (2003) : 鳥取市における千代川の氾濫とエノキ・ムクノキ林の成立 : 植生学会誌 20, 119-128
- 8) 大野啓一 (1979) : 西日本における沖積低地の河畔林に関する群落学的考察 : 横浜植生学会報告 16, 227-236
- 9) 坂本圭児・吉田博宣 (1986) : 都市域におけるニレ科樹林 (木) の残存とその形態 : 造園雑誌 49(5), 131-136
- 10) 坂本圭児 (1987) : 滋賀県愛知川河辺におけるニレ科樹林の構造 : 緑化研究 9, 50-68
- 11) 坂本圭児 (1988) : 都市域におけるニレ科樹林及び孤立木群の残存形態に関する研究 : 緑化研究別冊 2, 1-129
- 12) 坂本圭児 (2009) : エノキ・ムクノキ, 日本樹木誌編集委員会編, 日本樹木誌 I : 日本林業調査会, 161-180
- 13) Stewart GH・Ignatieva ME・Meurk CD・Earl RD (2004) The re-emergence of indigenous forest in an urban environment, Christchurch, New Zealand : Urban Forestry & Urban Greening 2(3), 149-158
- 14) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2004) : 糺の森におけるクスノキ及びニレ科 3 樹種の成長と動態 : ランドスケープ研究 67(5), 499-502
- 15) 田端敬三・森本幸裕 (2012) : 都市内再生林の造成後早期に侵入手帰着した木本実生の成長特性 : ランドスケープ研究 75(5), 431-434
- 16) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕 (2014) : 糺の森において林冠ギャップ下に定着した木本実生の種組成, サイズ構造とその影響要因 : ランドスケープ研究 77(5), 579-582

- 17) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕 (2015) : 都市域成熟林における林冠層優占種エノキ, ムクノキ, ケヤキ, クスノキ実生の成長特性 : ランドスケープ研究 78(5), 663-666
- 18) Tabata K・Morimoto Y (2017) : Regeneration Traits of *Celtis sinensis* Pers. And *Aphananthe aspera* (Thunb.) Planch. in a Created Urban Tree Plantation approximately 20 years after construction : J Environ Inform Sci 45(5), 1-8
- 19) 渡辺茂樹 (1993) : 糺の森のけものと鳥, 四手井綱英編, 下鴨神社糺の森 : ナカニシヤ出版, 216-230
- 20) 吉田博宣 (1993) : 京の森, 四手井綱英編, 下鴨神社糺の森 : ナカニシヤ出版, 32-52
- 21) 吉田博宣・坂本圭児 (1987) : 市街地における土地利用とニレ科樹林 (木) の残存形態ならびに残存過程 : 造園雑誌 50(5), 78-83
- 22) 吉田博宣・坂本圭児・河合健 (1988) : 都市域におけるニレ科残存木に対する住民の意識について : 造園雑誌 51(5), 228-233
- 23) 吉田博宣・坂本圭児・柴田昌三 (1991) : 滋賀県湖東地域における河辺林の変遷と林分構造 : 日本緑化工学会誌 17(1), 37-47

## 第二章 京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存様式

### 一. 背景と目的

京都市街域では、エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存が顕著であり、吉田・坂本<sup>7)</sup>によると古くから建物が高密度に建て込み、建替えや敷地の細分化などを経て来た、都市的環境圧の高い旧市街地には少なく、その周辺部に多く残存していることが明らかとなっている。特に寺社境内や京都御苑、二条城、京都府立植物園などの規模の大きな公共園地あるいは大学構内などに樹林としての残存が顕著であり、旧市街地においても寺社境内、旧屋敷跡、公共園地などに多い。また、民有地にも孤立木として残存するものが多いが、これらはかつて寺院等の境内の樹林地や竹林であった事例が多く確認されている。このように、エノキ、ムクノキ及びケヤキは京都市街域における歴史的、文化的な土地利用の象徴の1つと考えられ、その保全の意義は大きい。

しかしながら、1986年までに市街地の開発によってエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林が減少し、孤立木として残存するといった過程が確認されており<sup>7)</sup>、都市化の方向から考えると、これら3種からなる樹林、孤立木は、その後も減少の傾向にあると考えられる<sup>3)</sup>。それは、寺社境内の縮小や駐車場への変化、空地への住居の建築、土地利用の変化など<sup>6)</sup>によって樹林、孤立木が除去され、種子供給源が消失するとともに更新立地が減少することによって起こると考えられる<sup>4)</sup>。

そこで、本章では吉田・坂本<sup>7)</sup>によって確認された京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林及び孤立木の2016年における残存状況を把握し、1986年から2016年までの都市化の影響による樹林の縮小や分断化及び孤立木の消失の傾向を明らかにし、これら3種の保全のために重点的に検討する必要がある生育地を明らかにすることを目的とした。

## 二. 方法

### （１）樹林及び孤立木の定義

本研究では、1986 年に樹冠が接している状態で 5 個体以上のエノキ、ムクノキあるいはケヤキがまとまって生育していた林分を樹林として扱った。このとき、3 種が混交していた場合は、3 種の合計が 5 個体以上の場合も樹林に含むこととした。また、それらと連続した林分で他種が優占する部分も樹林に含んだ。これに対して樹林として定義された状態にはないエノキ、ムクノキあるいはケヤキを孤立木とした<sup>7)</sup>。

### （２）対象地域

対象地域は図 2－1 の破線で囲まれた面積約 3807ha の地域であり、京都の旧市街地及びその周辺部を含むように設定した。この地域は、吉田・坂本<sup>7)</sup>の対象地域のうち 1985 年の細密数値情報が発行されている地域である。ただし、鴨川以東、三条通以南、五条通以北の地域は吉田・坂本<sup>7)</sup>の調査結果の判読が不可能であったため対象地域から除外した。

### （３）踏査及び地図の作成

1985 年から 1986 年にかけての調査では、対象地域内の街路から確認できるエノキ、ムクノキ及びケヤキ（以下本文中では区別の必要がない場合、対象 3 種とする）について、地形図（1983 年発行、1/25000）に樹林の分布地及び孤立木の生育地が記録され、孤立木についてはその樹種、直径階が記録されている<sup>7)</sup>。胸高直径 20cm 未満の個体は対象外であり、孤立木の直径階は胸高直径 20cm 以上 40cm 未満を中径木、胸高直径 40cm 以上を大径木として記録されている<sup>7)</sup>。本研究では新たに QGIS2.14.20\_Essen（以下 QGIS とする）を用いて、この踏査<sup>7)</sup>の記録に基づき空中写真（1982 年撮影、1/10000）（以下空中写真とする）の判読を行い、樹林の分布地についてはその林冠のポリゴンデータを、孤立木の生育地についてはその樹冠の中心点のポイントデータをそれぞれ作成し、以下の分析を行った。なお、以上の樹林及び孤立木の分布状況を 1986 年のものとして扱った。

### （４）樹林及び孤立木の残存状況の記録

QGIS の OpenLayers plugin を用いて Google 公開の衛星写真（以下、Google satellite）を表示し、1986 年の樹林の林冠ポリゴンデータを参照して、Google satellite の林冠の形状を判読した。なお、この分析に用いた Google satellite は Google Earth 上で 2016 年 4 月撮影の衛星写真として公開されているものである。土地被覆の変化によって 2016 年までに林冠面積が減少している場合は、1986 年の林冠ポリゴンデータから減少部分のみを除いた林冠ポリゴンデータを新たに作成した。このとき、林冠面積が減少していない場合は残存、1 つの林冠が土地被覆の変化によって縮小している場合は縮小、1 つの林冠が 2 つ以上の林冠あるいは樹冠に分断されている場合は分断、1 つの林冠が土地被覆の変化によって完全に消失している場合は消失としてその状態を併せて記録した。2016 年までに林冠面積が減少した樹林について、まとまって生育している対象 3 種の個体数が 5 個体未満となっている場合も考えられるが、本研究

では 1986 年に残存していた樹林を対象 3 種の生育地として扱い、その残存状況を評価することを目的としているため考慮していない。また、Google satellite の判読によって、林冠の減少部分の土地被覆を「建築物」、「舗装面」及び「その他」の 3 分類で記録した。なお、本研究は 1986 年に確認された樹林の残存状況について検討することを目的としているため、樹林の拡大や造成による増加については考慮していない。孤立木についても、1986 年の樹冠ポイントデータを参照して、Google satellite の樹冠の有・無を判読し、樹冠が存在しない場合は消失として記録し、存在する場合は残存としてその状態を記録した。消失している場合は生育地の土地被覆を確認し、土地被覆が変化している場合と変化していない場合に分類した。また、変化している場合には Google satellite の判読によって、その生育地の土地被覆を前述の 3 分類で記録した。以上の残存状況を 2016 年のものとして扱った。

#### （５）建蔽率の算出と樹林の分布地及び孤立木の生育地の分類

孤立木について、生育地の周囲 50m 圏の建蔽率を算出し 20%ごとに 5 つの階級に分類した。建蔽率の算出にあたっては、電子国土基本図の建築物のポリゴンデータと空中写真を参照して作成した 1982 年の建築物のポリゴンデータを用いた。本研究ではこの数値を孤立木の生育地周辺地域の空間的な余裕を示す指標としてとらえた。

樹林の分布地及び孤立木の生育地について、宅地利用動向調査による 1985 年の細密数値情報（10m メッシュ土地利用）を参照して、その土地利用を「山林・荒地等」、「農地」、「空地」、「工業用地」、「住宅地」、「商業・業務用地」、「道路用地」、「公園・緑地等」、「公有地」（細密数値情報では「その他の公共公益施設用地」と記載）、「河川・湖沼等」及び「その他」の 11 分類で記録した。なお、本対象地域では「その他」に分類された土地利用は京都御苑のみであったことから、以下「その他」を「御苑」とする。さらに、細密数値情報で「公園・緑地等」と分類されている樹林の分布地及び孤立木の生育地については、地形図（1983 年発行、1/25000）を参照して「寺院」、「神社」及び「公園等」の 3 つの小分類も記録した。

#### （６）樹林及び孤立木の分布及び残存様式の記述

樹林については、1986 年及び 2016 年の分布地数、林冠数及び樹林面積を土地利用ごとに集計し、残存率及び樹林面積の減少に対する寄与率を算出した。ここで、樹林面積とは林冠面積の合計値を示し、樹林面積の減少に対する寄与率とは対象地域で確認された樹林の合計減少面積に対する当該土地利用で確認された樹林の減少面積の割合を示す。次いで、樹林の減少に対する寄与率が高い土地利用を対象として、1986 年及び 2016 年の樹林面積及び林冠数を、残存、縮小、分断及び消失の 4 つの状態別に集計した。また、1986 年と 2016 年の林冠の面積分布について、Mann-Whitney の  $U$  検定による中央値の比較を行った。さらに、樹林の減少部分の 2016 年の土地被覆状況について集計した。

孤立木については、種、直径階、建蔽率階級及び土地利用と孤立木の残存状況との関係性について分割表を作成し評価した。また、それぞれ残存率を算出した。関係性の評価にあたっては、SPSS Statistics ver. 23（日本 IBM）を用いて  $\chi^2$  検定を行い、残差分析によって期待度数との有意差を検討した。このとき、分割表の期待度数が 5 以下の割合が 20%以上の場合、 $\chi^2$  検定の代わりに Fisher の正確確率検定を

行った。次いで、土地利用ごとに孤立木の消失に対する寄与率を、土地被覆の変化に関連する消失と関連しない消失にわけて算出した。最後に、土地被覆の変化に関連する消失について、孤立木の消失に対する寄与率が高い土地利用を対象として、孤立木が消失した生育地の 2016 年の土地被覆状況について集計した。



### 三. 結果

#### (1) 1986 年の樹林の分布

1986 年の樹林の分布状況を図 2-1, 図 2-2 及び表 2-1 に示す。1986 年には, 樹林は 86 箇所に分布しており, 林冠数は 184, 樹林面積の合計は 76.32ha であった。

土地利用ごとに樹林面積の分布割合をみると(表 2-1), 「公園・緑地等」が 50.1%, 「御苑」が 34.0% であり, この 2 つの土地利用に樹林の大部分(84.1%)が分布していた。「公園・緑地等」では「寺院」, 「神社」, 「公園等」の順に樹林が多く分布していた。次に, 「公有地」が 6.5%, 「山林・荒地等」が 6.0% と同程度の樹林の分布がみられた。残りの 4 つの土地利用では 0.2~2.1% と樹林の分布は少なかった。

分布地として, 「寺院」では西本願寺, 相国寺及び東寺, 「神社」では北野天満宮と平野神社といった境内の広い寺社がみられ, 「公園等」では二条城や鴨川公園がみられた。これらは大規模な事例であるが, その他にも境内の狭い寺社や街区公園といった小規模な分布地もみられた。また, 「御苑」は対象地域内で最も大規模な分布地であった。「公有地」では, 同志社大学, 京都国立博物館を中心に, 大学, 小・中学校や高等学校, 病院などの分布地がみられた。また「山林・荒地等」では, 東山の山麓付近に分布地がみられた。

分布地数, 林冠数をみると(表 2-1), 「公園・緑地等」と「公有地」の樹林は他の土地利用と比較してその数が多く, 対象地域内に分散的に分布している傾向にあった。一方, 「御苑」と「山林・荒地等」の樹林はまとまって分布している傾向にあった。また 1986 年の林冠面積の分布から, 「寺院」と「神社」では林冠面積の中央値がそれぞれ 0.27ha, 0.19ha, 「公園等」と「公有地」では林冠面積の中央値がそれぞれ 0.12ha, 0.08ha であり, 分散的に分布している樹林の中では「寺院」及び「神社」は「公園等」及び「公有地」と比べて大きな樹林が分布している傾向にあった。「御苑」と「山林・荒地等」では林冠面積の中央値がそれぞれ 1.28ha, 0.96ha と大規模な樹林が分布している傾向にあった(図 2-2)。

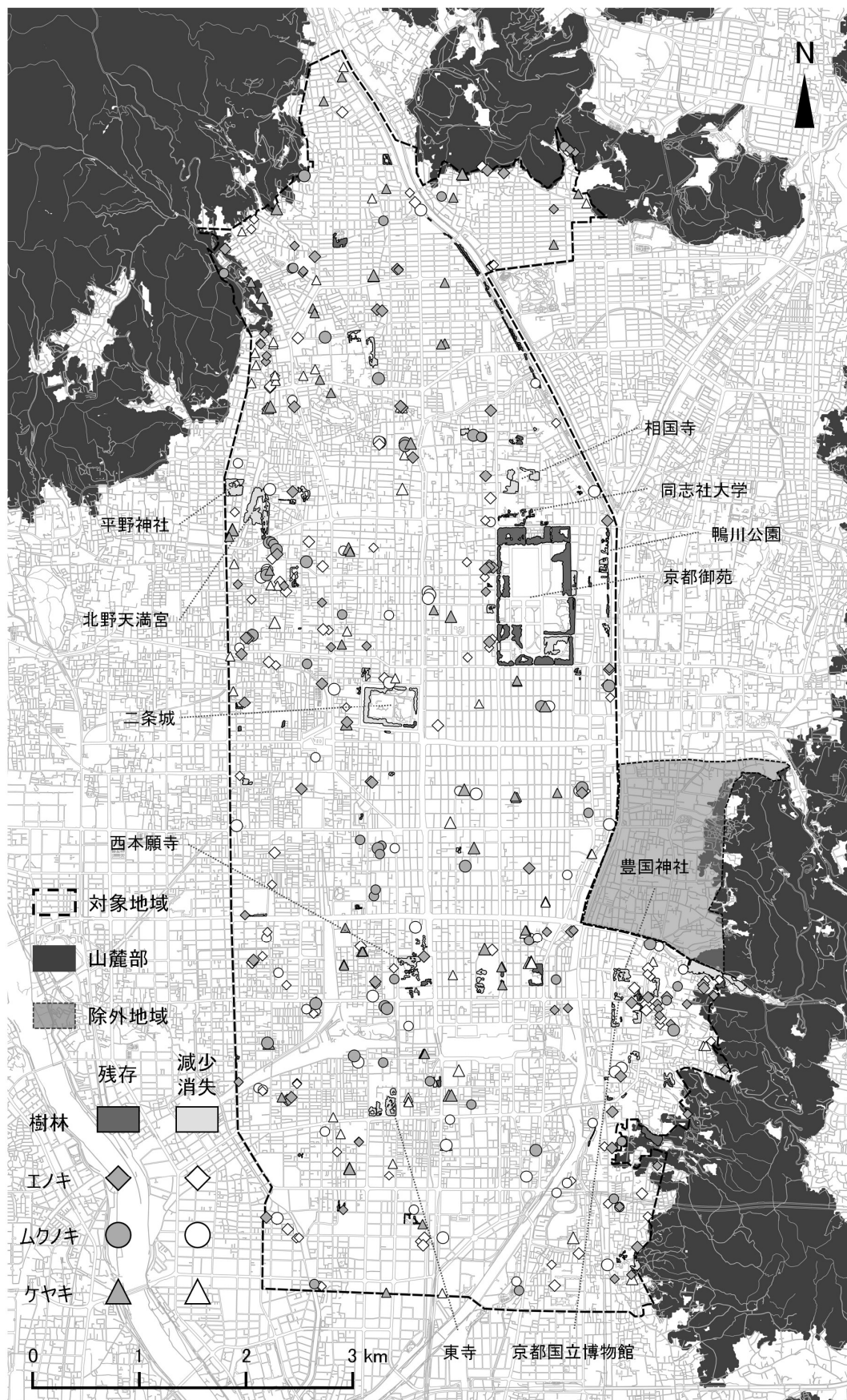


図 2 - 1 対象地域及び樹林、孤立木の分布

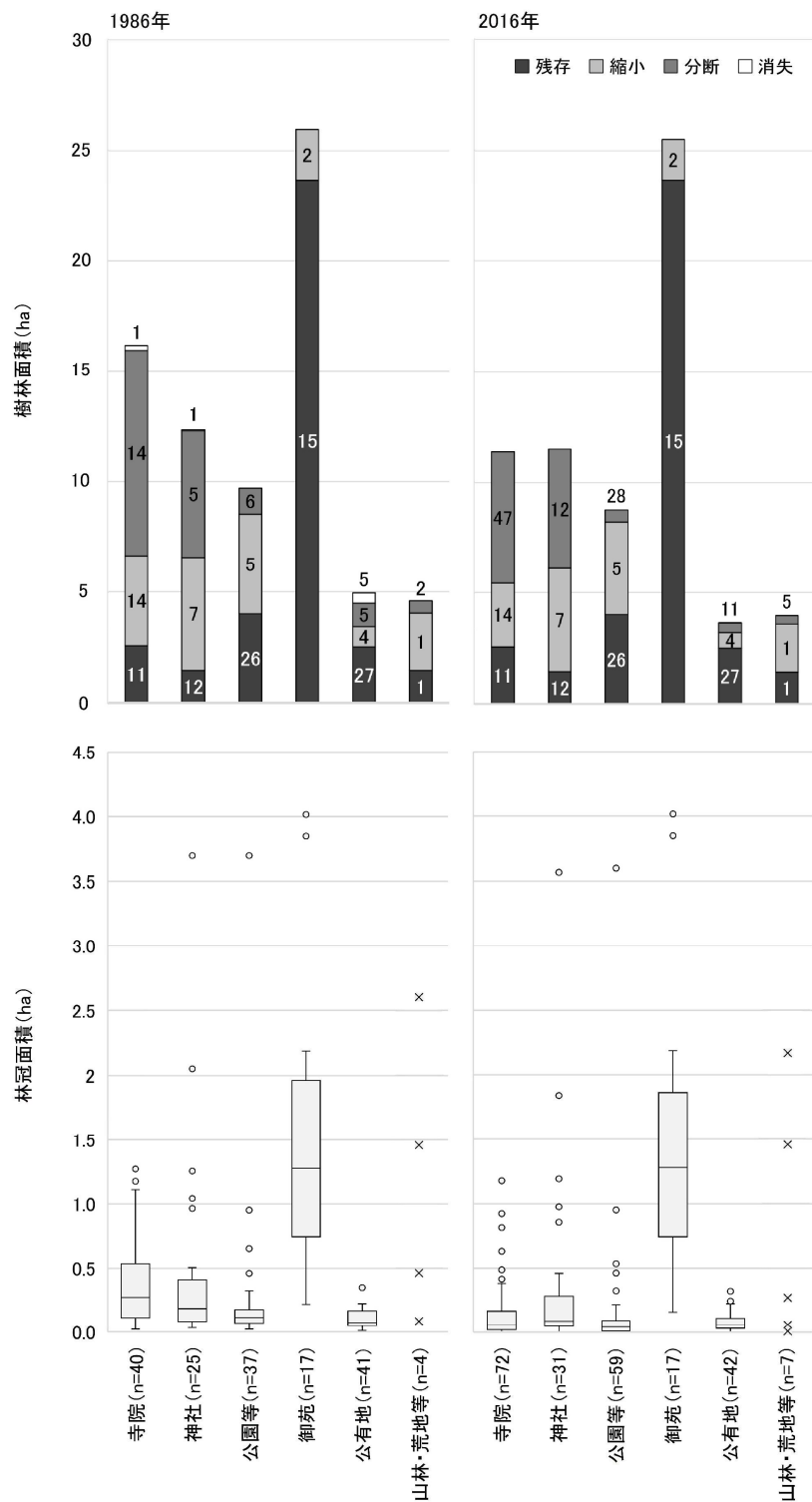


図2-2 土地利用にみる樹林面積（上）及び林冠の面積分布（下）の変化

樹林面積のグラフ（上）は、1986年と2016年の樹林面積を、2016年の状態別（残存、縮小、分断及び消失）に示す。棒グラフ内の数値は、その状態に占める林冠数を示す。林冠面積のグラフ（下）は、林冠面積の分布を箱髭図で示したものである。なお、箱髭図のボックス内の横線は中央値を示す。ただし、山林・荒地等は林冠数が4及び7であり少ないため箱髭図では示さず、林冠面積をすべてグラフ上にプロットした。また、2016年の山林・荒地等の林冠のうち3つの面積は0.005～0.007haであり、グラフ上では0付近に3点がまとまってプロットされている。

## (2) 2016 年の樹林の残存状況

2016 年の樹林の残存状況を図 2-1, 図 2-2 及び表 2-1 に示す。2016 年に, 樹林は 81 箇所で残存が確認され, 林冠数は樹林の分断によって 1986 年の 184 から 247 に増加し, 樹林面積の合計は 1986 年の 76.32ha から 67.19ha まで減少していた。残存率は 88.0%であった (表 2-1)。

土地利用ごとに樹林の残存率をみると (表 2-1), 「御苑」が 98.3%であり残存率が高い傾向にあった。また, 「山林・荒地等」が 86.1%と残存率は平均的な値であった。一方, 「公園・緑地等」が 82.7%, 「公有地」が 73.7%であり, これらの土地利用では残存率が低い傾向にあった。「公園・緑地等」では, 「寺院」の残存率が著しく低い傾向にあった。

土地利用ごとに樹林の減少に対する寄与率をみると (表 2-1), 「公園・緑地等」が 72.2%, 「公有地」が 14.3%であり, この 2 つの土地利用で樹林の減少の大部分 (86.5%) が認められた。「公園・緑地等」では, 「寺院」での減少が大きい割合を占めていた。次に, 「山林・荒地等」が 7.0%であった。

樹林の減少に対する寄与率が高かった土地利用について詳細にみると (図 2-2, 表 2-2), 「寺院」では減少部分に占める割合は, 分断が 70.7%, 縮小が 25.1%であり分断による減少が顕著に確認され, 分断によって林冠数は 14 から 47 に増加していた。Mann-Whitney の  $U$  検定の結果, 1986 年と 2016 年の林冠面積の中央値には統計的に有意な差が認められ ( $p < 0.01$ ), 主に分断によって林冠面積が全体的に小さくなっている傾向にあり, 中央値は 0.27ha から 0.06ha に減少していた。樹林の減少が起こっていたのは, 主に相国寺, 西本願寺及び東寺といった大規模な分布地であった。減少部分の 2016 年の土地被覆状況は, その他が最も多く, 衛星写真の判読時には寺院に特有な墓地や庭園などの空間が多くみられた。また, 建築物と舗装面は同程度みられた。「神社」では減少部分に占める割合は, 縮小が 56.2%, 分断が 37.4%であり縮小による減少がやや多い傾向にあった。樹林の減少は様々な分布地でみられたが, 樹林面積の減少が大きかったのは平野神社や豊国神社などで, 「寺院」と同じく大規模な分布地であった。減少部分の 2016 年の土地被覆状況は, 建築物が最も多く, 次に舗装面が多かった。「公園等」では減少部分に占める割合は, 分断が 67.1%と最も多く, 分断による減少が顕著に確認され, 分断によって林冠数は 6 から 28 に増加していた。Mann-Whitney の  $U$  検定の結果, 1986 年と 2016 年の林冠面積の中央値には統計的に有意な差が認められ ( $p < 0.01$ ), 主に分断によって林冠面積が全体的に小さくなっている傾向にあり, 中央値は 0.12ha から 0.04ha に減少していた。樹林の減少が起こっていたのは, 主に街区公園などの小規模な分布地であった。減少部分の 2016 年の土地被覆状況は, その他が最も多く, 衛星写真の判読時には建築物以外の公園施設などが多くみられた。「公有地」では減少部分に占める割合は, 分断が 48.1%, 消失が 35.1%であり分断による減少がやや多い傾向にあるものの消失による減少も多い傾向にあった。減少部分の 2016 年の土地被覆状況は, 舗装面が最も多く, 次に建築物が多かった。「山林・荒地等」では減少部分に占める割合は, 縮小が 67.9%, 分断が 32.1%であり縮小による減少が多い傾向にあった。Mann-Whitney の  $U$  検定の結果, 1986 年と 2016 年の林冠面積の中央値には統計的に有意な差が認められ ( $p < 0.01$ ), 主に縮小によって林冠面積が全体的に小さくなっている傾向にあり, 中央値 0.96ha から

表 2－1 1986 年に確認された樹林の残存状況

土地利用	分布地数		林冠数		樹林面積(ha)			残存率
	1986年	2016年	1986年	2016年	1986年	2016年	減少	
公園・緑地等	49	48	102	162	38.21 (50.1)	31.62	6.59 (72.2)	82.7
— 寺院	19	19	40	72	16.15 (21.2)	11.37	4.79 (52.4)	70.4
— 神社	13	12	25	31	12.34 (16.2)	11.49	0.86 (9.4)	93.1
— 公園等	17	17	37	59	9.72 (12.7)	8.77	0.95 (10.4)	90.2
御苑	1	1	17	17	25.97 (34.0)	25.51	0.45 (5.0)	98.3
公有地	21	18	41	42	4.97 (6.5)	3.66	1.31 (14.3)	73.7
山林・荒地等	4	4	4	7	4.61 (6.0)	3.97	0.64 (7.0)	86.1
道路用地	3	3	10	10	1.57 (2.1)	1.57	0.00 (0.0)	100.0
住宅地	4	3	4	3	0.58 (0.8)	0.45	0.13 (1.4)	78.2
商業・業務用地	3	3	4	4	0.26 (0.3)	0.25	0.01 (0.1)	96.3
河川・湖沼等	1	1	2	2	0.16 (0.2)	0.16	0.00 (0.0)	100.0
計	86	81	184	247	76.32	67.19	9.13	88.0

表中の( )内の数値は、それぞれ以下の値を示す。

1986 年：1986 年の樹林面積の合計値にしめる当該土地利用の樹林面積の割合 (%)

減少：樹林の減少面積の合計値に占める当該土地利用における減少の寄与率 (%)

表 2－2 樹林の減少部分の 2016 年の土地被覆状況

土地利用	2016年の土地被覆状況別の樹林の減少面積(ha)		
	建築物	舗装面	その他
寺院	1.26 (26.4)	1.33 (27.7)	2.20 (45.9)
神社	0.51 (59.8)	0.23 (27.1)	0.11 (13.1)
公園等	0.15 (16.3)	0.00 (0.0)	0.80 (83.7)
公有地	0.43 (32.8)	0.66 (50.3)	0.22 (16.9)
山林・荒地等	0.47 (74.1)	0.02 (2.9)	0.15 (23.0)

( )内の数値は、土地利用ごとに樹林の減少面積の合計値に占める当該土地被覆状況の割合 (%) を示す。

0.06ha に減少していた。ただし、「山林・荒地等」では林冠数がもともと 4 と少なく、分断によって林冠数は 2 から 5 に増加し、小面積の林冠が増加していた。減少部分の 2016 年の土地被覆状況は、建築物が最も多かった。

### (3) 1986 年の孤立木の分布

1986 年の孤立木の分布状況を図 2－1 及び表 2－3 に示す。1986 年には、胸高直径 20cm 以上の孤立木は 411 個体生育していた。1986 年の孤立木の個体数について種ごとにみると、エノキが 183 個体、ムクノキが 112 個体、ケヤキが 116 個体であり、直径階ごとにみると、大径木が 175 個体、中径木が 236 個体であった。

土地利用ごとに孤立木の分布割合をみると、「公園・緑地等」が 33.6%、「住宅地」が 22.9%、「公有地」が 18.5%、「商業・業務用地」が 10.7%であり、この 4 つの土地利用に孤立木の大部分 (85.6%) が分布し

ていた。「公園・緑地等」では「公園等」と「寺院」に孤立木が多く分布していた。残りの6つの土地利用では、1.5%～3.6%と孤立木の分布は少なかった。

特徴的な生育地として、「公園等」では規模の小さい街区公園に多くの孤立木の分布がみられた。また、「寺院」と「神社」では大規模な樹林が分布しないような境内の狭い寺社に孤立木の分布がみられた。「公有地」では、幼稚園、小・中学校や高等学校などの教育施設の敷地内に半数程度の孤立木の分布がみられた。

種や直径階の分布様式の特徴として、「公園等」にはケヤキが多く分布している傾向にあった。一方で「寺院」と「神社」にはエノキとムクノキが多く分布している傾向にあった。また、「住宅地」と「公有地」では、エノキが多く分布している傾向にあった。「寺院」と「神社」では他の土地利用とは異なり、大径木が多く分布している傾向にあった。

#### (4) 2016年の孤立木の残存状況

2016年の孤立木の残存状況を図2-1及び表2-3、表2-4、表2-5に示す。2016年に、孤立木は212個体の残存が確認され、残存率は51.6%であった。

表2-3 種及び直径階別にみる孤立木の残存状況

土地利用	種									直径階					
	エノキ			ムクノキ			ケヤキ			大			中		
	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率
公園・緑地等	50	38	76.0	41	25	61.0	47	34	72.3	78	53	67.9	60	44	73.3
— 公園等	15	14	93.3	6	4	66.7	36	27	75.0	20	14	70.0	37	31	83.8
— 寺院	24	14	58.3	25	15	60.0	5	3	60.0	35	21	60.0	19	11	57.9
— 神社	11	10	90.9	10	6	60.0	6	4	66.7	23	18	78.3	4	2	50.0
住宅地	45	11	24.4	25	11	44.0	24	6	25.0	31	10	32.3	63	18	28.6
公有地	42	21	50.0	15	6	40.0	19	10	52.6	31	18	58.1	45	19	42.2
商業・業務用地	16	5	31.3	13	4	30.8	15	6	40.0	20	5	25.0	24	10	41.7
山林・荒地等	5	5	100.0	4	4	100.0	6	4	66.7	6	6	100.0	9	7	77.8
道路用地	4	3	75.0	4	2	50.0	3	3	100.0	2	1	50.0	9	7	77.8
河川・湖沼等	8	8	100.0	2	2	100.0	0	0	—	3	3	100.0	7	7	100.0
空地	5	2	40.0	4	1	25.0	0	0	—	3	0	0.0	6	3	50.0
工業用地	6	0	0.0	2	0	0.0	0	0	—	1	0	0.0	7	0	0.0
農地	2	0	0.0	2	0	0.0	2	1	50.0	0	0	—	6	1	16.7
計	183	93	50.8	112	55	49.1	116	64	55.2	175	96	54.9	236	116	49.2

表2-4 建蔽率階級別にみる孤立木の残存状況

建蔽率階級(%)	1986年	2016年	残存率
0-20	59	43	72.9
20-40	184	93	50.5
40-60	153	71	46.4
60-80	15	5	33.3

表 2-5 土地利用別にみる孤立木の残存状況

土地利用	1986年	2016年	消失		残存率
			被覆変化あり	被覆変化なし	
公園・緑地等	138 (33.6)	97	20 (10.0)	21 (10.5)	70.3
— 公園等	57 (13.9)	45	8 (4.0)	4 (2.0)	78.9
— 寺院	54 (13.1)	32	10 (5.0)	12 (6.0)	59.3
— 神社	27 (6.6)	20	2 (1.0)	5 (2.5)	74.1
住宅地	94 (22.9)	28	47 (23.6)	19 (9.5)	29.8
公有地	76 (18.5)	37	25 (12.6)	14 (7.0)	48.7
商業・業務用地	44 (10.7)	15	25 (12.6)	4 (2.0)	34.1
山林・荒地等	15 (3.6)	13	2 (1.0)	0 (0.0)	86.7
道路用地	11 (2.7)	8	1 (0.5)	2 (1.0)	72.7
河川・湖沼等	10 (2.4)	10	0 (0.0)	0 (0.0)	100.0
空地	9 (2.2)	3	2 (1.0)	4 (2.0)	33.3
工業用地	8 (1.9)	0	8 (4.0)	0 (0.0)	0.0
農地	6 (1.5)	1	1 (0.5)	4 (2.0)	16.7
計	411	212	131 (65.8)	68 (34.2)	51.6

表中の( )内の数値は、それぞれ以下の値を示す。

1986 年：1986 年の個体数の合計値に占める当該土地利用の個体数の割合 (%)

消失：消失した個体数の合計値に占める当該土地利用の消失した個体数（土地被覆の変化あり，土地被覆の変化なし）の寄与率とその合計値 (%)

種ごとに残存率をみると（表 2-3），エノキが 50.8%，ムクノキが 49.1%，ケヤキが 55.2%であり， $\chi^2$  検定の結果，種と孤立木の残存状況とのあいだに有意な関係性は認められなかった ( $p = 0.63$ )。

直径階ごとに残存率をみると（表 2-3），大径木が 54.9%，中径木が 49.2%であり， $\chi^2$  検定の結果，直径階と孤立木の残存状況とのあいだに有意な関係性は認められなかった ( $p = 0.25$ )。

孤立木の周囲 50m 圏の建蔽率階級ごとに残存率をみると（表 2-4），0-20%が 72.9%，20-40%が 50.5%，40-60%が 46.4%，60-80%が 33.3%であり， $\chi^2$  検定の結果，建蔽率階級と孤立木の残存状況とのあいだに有意な関係性が認められ，( $p < 0.01$ )，残差分析の結果，孤立木の残存は建蔽率 0-20% ( $p < 0.01$ ) で多い傾向にあった。

土地利用ごとに残存率をみると（表 2-5），「河川・湖沼等」が 100.0%であり，孤立木の消失は認められなかった。次に，「山林・荒地等」が 86.7%，「公園・緑地等」が 70.3%であり，これらの土地利用では残存率が高い傾向にあった。「公園・緑地等」では，「寺院」の残存率が著しく低い傾向にあった。また，「公有地」が 48.7%と残存率は平均的な値であった。一方，「商業・業務用地」が 34.1%，「住宅地」が 29.8%であり，これらの土地利用では残存率が低い傾向にあった。「工業用地」ではすべての孤立木が消失していることが確認された。Fisher の正確確率検定の結果，土地利用と孤立木の残存状況との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )，残差分析の結果，孤立木の残存は「河川・湖沼等」( $p < 0.01$ )，「山林・荒地等」( $p < 0.01$ ) 及び「公園・緑地等」( $p < 0.01$ ) で多い傾向にあり，「商業・業務用地」

( $p < 0.05$ ), 「住宅地」( $p < 0.01$ ) 及び「工業用地」( $p < 0.01$ ) で少ない傾向にあった。

消失した孤立木のうち 131 個体は土地被覆の変化に関連する消失によるものであり, 消失した孤立木全体に占める割合は 65.8%であった。土地利用ごとに孤立木の消失に対する寄与率をみると, 「住宅地」が 23.6%, 「公園・緑地等」が 10.0%, 「公有地」が 12.6%, 「商業・業務用地」が 12.6%であり, この 4 つの土地利用で土地被覆の変化に関連する消失の大部分 (89.3%) が認められた。「公園・緑地等」について小分類でみると, 「寺院」での消失が多かった。土地被覆の変化に関連する消失が認められた生育地の 2016 年の土地被覆状況をみると (表 2-6), 「寺院」, 「住宅地」及び「商業・業務用地」では, 建築物が最も多く, 舗装面が次いで多く, その他は少なかった。一方, 「公有地」では, 舗装面の割合がやや高い傾向にあった。

一方, 消失した孤立木のうち 68 個体は土地被覆の変化に関連しない消失によるものであり, 消失した孤立木全体に占める割合は 34.2%であった。土地利用ごとに孤立木の消失に対する寄与率をみると, 「公園・緑地等」が 10.5%, 「住宅地」が 9.5%, 「公有地」が 7.0%であり, この 3 つの土地利用で土地被覆の変化に関連しない消失の大部分 (79.4%) が認められた。「公園・緑地等」について小分類でみると, 「寺院」での消失が多かった。

表 2-6 孤立木の消失した生育地の 2016 年の土地被覆状況

土地利用	2016年の土地被覆状況		
	建築物	舗装面	その他
寺院	7 (70.0)	3 (30.0)	0 (0.0)
住宅地	34 (72.3)	9 (19.1)	4 (8.5)
公有地	13 (52.0)	10 (40.0)	2 (8.0)
商業・業務用地	16 (64.0)	7 (28.0)	2 (8.0)

( )内の数値は, 孤立木の土地被覆の変化に関連する消失件数に占める当該土地被覆状況の確認件数の割合 (%) を示す。



#### 四. 考察

##### (1) 樹種特性にみる 1986 年の分布様式

「公園・緑地等」における孤立木の分布様式をみると、「公園等」ではケヤキが多く分布し、「寺院」と「神社」ではエノキ、ムクノキが多く分布している傾向にあった。ケヤキは植栽されることが多い樹種であり<sup>2)</sup>、一方、エノキ、ムクノキは植栽もされるが天然更新に強く依存する樹種であると考えられる<sup>7)</sup>。その結果、公園という強度の植栽管理がなされる空間ではエノキとムクノキの更新が難しい一方で、ケヤキは植栽され維持管理が行われてきたものと考えられる。逆に寺社境内林では粗放的な管理がなされており、ケヤキは植栽されることが少なく、また種子散布様式が風散布であることから侵入、定着が難しい一方で、エノキとムクノキは鳥散布によって侵入、定着したものと考えられる。また、「住宅地」と「公有地」ではエノキの個体数が多い傾向にあった。エノキは、強い先駆的特性を備えていることが知られており<sup>5)</sup>、新しく形成された空地などにいち早く侵入し、それが残存したものと考えられる。このように、都市域に生育する対象 3 種は、人為の影響とそれぞれの種特性との兼ね合いによって、その分布に違いが生まれていることが示唆された。

##### (2) 1986 年以降のエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地の変化

対象 3 種の生育地における 1986 年以降の残存状況をみると、最も大規模な生育地であった京都御苑では樹林の残存が顕著であった。このような傾向は「公園等」でもみられ、鴨川公園といった大規模な生育地では樹林の残存が顕著であった。ただし、街区公園などの小規模な生育地では樹林の分断が確認され、孤立木化が進んでいた。しかし、小規模な生育地であっても孤立木の残存率は高かった。このことから「御苑」や「公園等」といった公共園地は生育地として重要な拠点となり得ると考えられる。坂本<sup>3)</sup>の調査結果を参照すると、1985 年に胸高直径 20cm 以上のエノキが 172 個体、ムクノキが 113 個体、ケヤキが 371 個体、京都御苑に生育していたことが示されており、ケヤキが多く生育していたことがわかる。また「公園等」にもケヤキが多く生育していたことから、ケヤキにとって公共園地は生育地としての価値が高いと考えられる。

「寺院」では、大規模な生育地である境内の広い寺院では樹林の分断が顕著に確認され、その縮小も多かった。また、小規模な境内の狭い寺院では、孤立木の残存率が「公園・緑地等」のなかでは低い傾向にあった。樹林の縮小は主に墓地や庭園などの寺院に特有の土地の被覆変化に加え、建築や舗装化といった境内の開発行為によるものであり、孤立木の消失も同様の開発行為によるものであった。寺院では、庭園への接続性を高めるために境内において回廊や駐車場の整備がなされることが知られており<sup>1)</sup>、特に大規模な寺院境内では墓地の整備などの寺院が担う役割を目的とした開発に加えて、庭園への接続性の向上などの観光的意味合いの強い開発の影響も受け、樹林の分断、縮小が起こったものと考えられ、吉田・坂本<sup>7)</sup>によって確認された 1986 年までの境内の民有地化による樹林の縮小、分断及び孤立木の形成とはその要因が異なる。「寺院」で認められた傾向と同じように、大規模な生育地である境内の広い神

社でも、樹林の縮小、分断が確認され、建築や舗装化といった境内の開発が行われていた。このように境内の広い神社でみられる開発は、「寺院」と同様のものである可能性があるが、開発面積は小さく「寺院」と比較して顕著な開発は認められなかったといえる。また、小規模な生育地である境内の狭い神社では孤立木の残存率が高く、この点も「寺院」と異なっている。寺院では境内林は美的な対象であるのに対して、神社では境内林そのものが神聖なものであり、保全が主とされる空間<sup>1)</sup>であることが、この違いを生み出しているものと思われる。寺社境内には、大径木が多く、依然として樹林面積も大きいことから、そこに生育する対象3種は歴史的・文化的な景観の象徴<sup>7)</sup>として価値が高いだけでなく、生態的、利用的な価値も高いものと考えられ、保全の必要性は高く、特に寺社境内に多く生育するエノキとムクノキにとって生育地としての価値は高いと考えられる。

「御苑」及び「公園・緑地等」と同様に大規模な生育地であった「山林・荒地等」の樹林では、建築行為が多く、これによる樹林の縮小、分断が顕著に認められた。このことから、都市の周辺部でも開発の影響が強まっていることが示唆された。

小面積の樹林や孤立木の生育地であった「公有地」では、樹林の分断と消失が確認され、孤立木の消失に対する寄与率も高い傾向にあった。また、これらは建築や舗装化といった開発によるものが多かった。孤立木の生育が多く確認されていた「商業・業務用地」や孤立木が最も多く生育していた「住宅地」でも同様の理由で孤立木が消失していた。これらの生育地では、建築物の建て込みや駐車場の整備などの市街化によって生育地が消失したことで、孤立木が消失したと考えられる。

一方、「住宅地」では開発には関連しない消失も多く認められ、この傾向は「寺院」及び「公有地」でも認められていたが「住宅地」ではその傾向が最も強かった。吉田ら<sup>8)</sup>は、民有地では、落葉などによる管理の苦労や周囲からの苦情といった理由から対象3種の孤立木を残したくないという意向を表明する土地所有者も存在することを報告している。また、孤立木の生育地の周囲50m圏に居住する周辺住民は孤立木に対する「評価」が高い一方で、「迷惑性」も強く感じることを示されている。さらに本研究では、孤立木の生育地の周囲50m圏の建蔽率が高いと残存率が低い傾向にあり、特に建蔽率が0-20%と最も低い場合には孤立木の残存率が統計的に有意に高いことが示され、孤立木の生育地周辺の空間的な余裕と残存率には関係性があることが示唆された。以上のことから「住宅地」、「寺院」及び「公有地」では、市街化とともに孤立木が消失するだけでなく、それによって土地利用の空間的な余裕がなくなったことで、土地所有者と周辺住民が感じる孤立木の「迷惑性」が高まり、土地所有者の意向で孤立木が伐採された可能性もある。

残存率が高い生育地としては、「河川・湖沼等」が挙げられる。また、「山林・荒地等」でも開発による樹林の減少が認められたものの、孤立木の残存率は高い傾向にあった。「河川・湖沼等」では河川沿いで、「山林・荒地等」では市街地に接する山麓辺縁部で孤立木の残存が顕著であり、こうした土地利用は、開発の影響を受けにくい隙間的な環境として対象3種からなる樹林、孤立木の長期的な生育地となり得る可能性が考えられる。

以上で考察してきた残存率については、風倒や枯死といった自然な要因も考えられるものの、生育地間に残存率の大きな違いがあったことから、人為的な要因が強く寄与していると考えられる。

## 五．総括

京都市街域に生育する対象 3 種の生育地では 1986 年以降も継続した市街地の開発により、樹林の減少及び孤立木の消失が確認され、特に京都の景観に特異的な寺院境内では多くの樹林が分断、縮小していることが示された。その理由としては、墓地などの寺院が担う役割を目的とした開発だけでなく、観光的意味合いの強い接続性を高めるための開発の影響も示唆された。また、孤立木は主に住宅地、商業・業務用地及び公有地で消失しており、主な理由は市街化による消失であったが、建築物の建て込みによって土地利用の空間的余裕がなくなり、孤立木の「迷惑性」が高まったことで土地所有者による伐採が行われた可能性も示唆された。

一方、河川沿いや市街地に接する山麓辺縁部で孤立木の残存が顕著であり、こうした土地利用は、開発の影響を受けづらい隙間的な環境として対象 3 種からなる樹林、孤立木の長期的な生育地となり得る可能性が示唆された。

## 引用文献

- 1) Hiroaki T. Ishii・Tohru Manabe・Keitaro Ito・Naoko Fujita・Ayumi Imanishi・Daisuke Hashimoto・Ayako Iwasaki (2010) : Integrating ecological and cultural values toward conservation and utilization of shrine/temple forests as urban green space in Japanese cities : Landscape and Ecological Engineering, 6(2), 307-315
- 2) 坂本圭児・吉田博宣 (1986) : 都市域におけるニレ科樹林 (木) の残存とその形態 : 造園雑誌 49(5), 131-136
- 3) 坂本圭児 (1988) : 都市域におけるニレ科樹林及び孤立木群の残存形態に関する研究 : 緑化研究別冊 2, 1-129
- 4) 坂本圭児 (2009) : エノキ・ムクノキ, 日本樹木誌編集委員会編, 日本樹木誌 I : 日本林業調査会, 161-180
- 5) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2004) : 糺の森におけるクスノキ及びニレ科 3 樹種の成長と動態 : ランドスケープ研究 67(5) , 499-502
- 6) 吉田博宣 (1993) : 京の森, 四手井綱英編, 下鴨神社糺の森 : ナカニシヤ出版, 32-52
- 7) 吉田博宣・坂本圭児 (1987) : 市街地における土地利用とニレ科樹林 (木) の残存形態ならびに残存過程 : 造園雑誌 50(5), 78-83
- 8) 吉田博宣・坂本圭児・河合健 (1988) : 都市域におけるニレ科残存木に対する住民の意識について : 造園雑誌 51(5), 228-233

### 第三章 京都市左京区下鴨の住居地域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存と更新過程

#### 一. 背景と目的

市街域で減少傾向にあるエノキ、ムクノキ及びケヤキを保全するためには、樹林の縮小及び孤立木の消失を防ぐことも重要であるが、その更新を促すことも必要となる。京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新については、都市域にあって比較的自然性の高い状態で残存している糺の森を対象とした研究<sup>15)16)</sup>、新規に造成された都市林であるいのちの森を対象とした研究<sup>16)</sup>において検討が進んでおり、その樹林における更新特性や更新を阻害する要因について明らかになっている。一方で、その生育地が市街地に分散している孤立木の更新過程についてはまだ検討が進んでおらず、市街地における鳥散布種の天然更新という観点からエノキとムクノキについて検討されているのみである<sup>6)</sup>。しかし、これらの樹種の保全を考えるうえでは、市街地的な環境における更新過程について明らかにする必要がある<sup>1)14)</sup>。また、住居地域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存は所有者や周辺住民の意識をも反映していると考えられ<sup>12)</sup>、残存過程の把握には住民意識の評価の必要性も考えられる。

そこで本章では、孤立木が数多く残存する住居地域を対象にエノキ、ムクノキ及びケヤキの1986年以降の残存過程及び更新過程を把握するとともに、これら3種に対する住民意識の指標としてこれらの樹木が受けている剪定強度を評価し、住居地域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの動態について明らかにすることを目的とした。

## 二. 方法

### (1) 対象地域

対象地域は、図3-1に示した面積約123 haの地域であり、賀茂川と高野川の2つの河川及び北大路通りに囲まれた市街地および河川敷に整備された鴨川公園の一部を含む地域である。なお、図3-1の緑の森を含む大規模樹林については、対象地域から除外した。

この地域の特徴としては、その大部分が住宅地であること、鴨川公園と市街地が道路によって分断されておらず隣接しており、生垣や柵に特徴づけられる緩衝帯空間が存在することがあげられる（図3-2、写真3-1）。この地域にはエノキ、ムクノキ及びケヤキ（以下本文中では区別のない場合、対象3種とする）の優占林である下鴨神社の緑の森が存在している。1985年には直径20cm以上のエノキが307個体、ムクノキが251個体、ケヤキが201個体、緑の森に生育していることが確認されており<sup>11)</sup>、対象地域においては鴨川公園とともに重要な種子供給源として機能しているものと考えられる。

緑の森の東側では、1889年から1922年にかけて、元々生育していた竹林が整理され、広い区画の宅地に転化され、庭や空地に対象3種を主要構成種とする樹林が形成されたことが明らかになっている。またそれらの樹林の名残として1985年には対象3種からなる孤立木が残存していた<sup>9)</sup>。

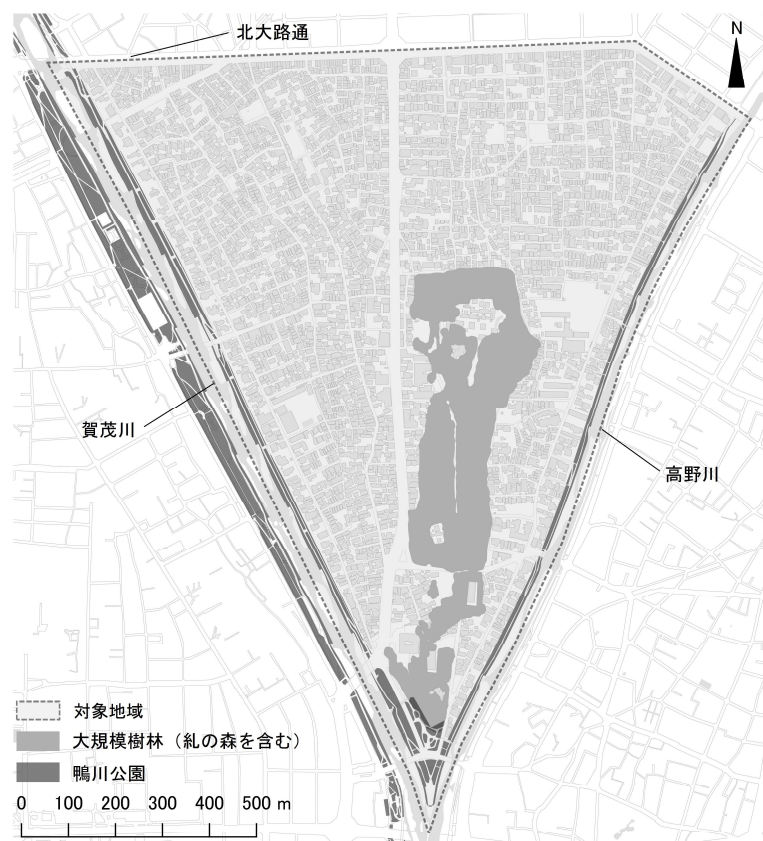


図3-1 対象地域



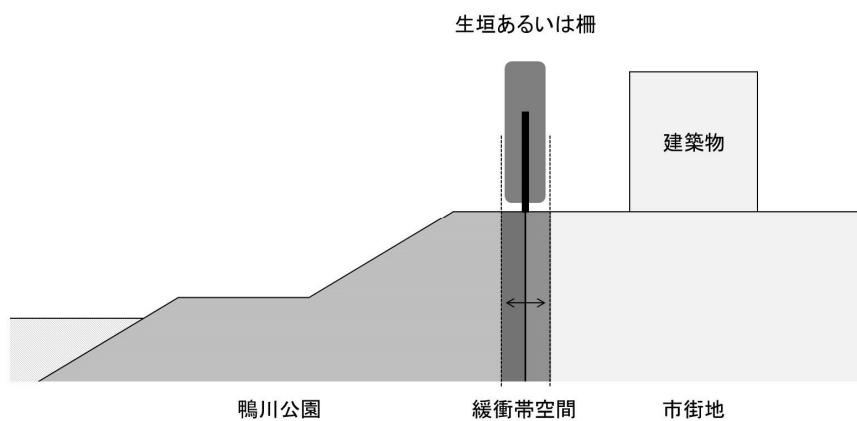


図 3 - 2 緩衝帯空間の定義



写真 3 - 1 「住宅地」の「裏庭」と「鴨川公園」の間の緩衝帯空間



## （２） 踏査及び地図の作成

踏査は、市街地の街路から確認できる空間と鴨川公園の全域を対象として行った。

1986 年の調査では、対象地域に生育する胸高直径 20cm 以上の対象 3 種について、地形図（1983 年発行，1/25000）に生育地が記録され，その樹種と直径階が記録されている<sup>11)</sup>。胸高直径 20cm 未満の個体は対象外であり，直径階は胸高直径 20cm 以上 40cm 未満を中径木，胸高直径 40cm 以上を大径木として記録されている<sup>11)</sup>。

2016 年に 1986 年の調査結果を参照して，対象 3 種の残存状況を確認し，残存している場合は「残存木」として記録し，直径階を記録した。残存していない場合は「消失木」として記録した。また「消失木」の生育地について，空中写真（1982 年撮影，1/10000）（以下空中写真とする）と QGIS の OpenLayers plugin を用いて表示した Google 公開の衛星写真（以下 Google satellite とする）を参照して土地被覆の変化の有無を確認し，変化している場合は「建築物」，「舗装面」，「その他」の 3 分類で記録した。なお，この分析に用いた Google satellite は Google Earth 上で 2016 年 4 月撮影の衛星写真として公開されているものであり，本研究では記録した土地被覆を 2016 年のものとして扱った。

1986 年の調査結果には記載されていない樹高 1.3m 以上の対象 3 種について，Google earth に生育地を記録し，その樹種と直径階を記録した。直径階の記録にあたっては，前述の大径木と中径木に加え，胸高直径 20cm 未満の個体を小径木とした。また，樹木の保護や生育を保障するために植え柵，支柱といった人工構造物（写真 3－2）が設置されている場合は「植栽木」として記録し，それ以外の場合は「天然更新木」として記録した。以上の情報に基づいて 1986 年と 2016 年の対象 3 種の分布地図を「残存木」，「植栽木」及び「天然更新木」を区別して作成した。「天然更新木」については，その更新型を記録した。更新型は，「天然更新木」の根元に他の樹木が生育していない場合を「単木」，他の樹木が生育している場合を「樹群」，「天然更新木」が生垣内に生育している場合を「生垣」として記録した。また，「天然更新木」が鴨川公園と市街地が隣接し生垣や柵等によって特徴づけられる緩衝帯空間に生育している場合はその旨を記述した。緩衝帯空間は生垣が確認された場合はその端を境界とし，それ以外の場合は柵等の土地の境界を示す人工構造物から 1m 以内を範囲とした。



写真 3－2 人工構造物（左：植え柵，右：支柱）

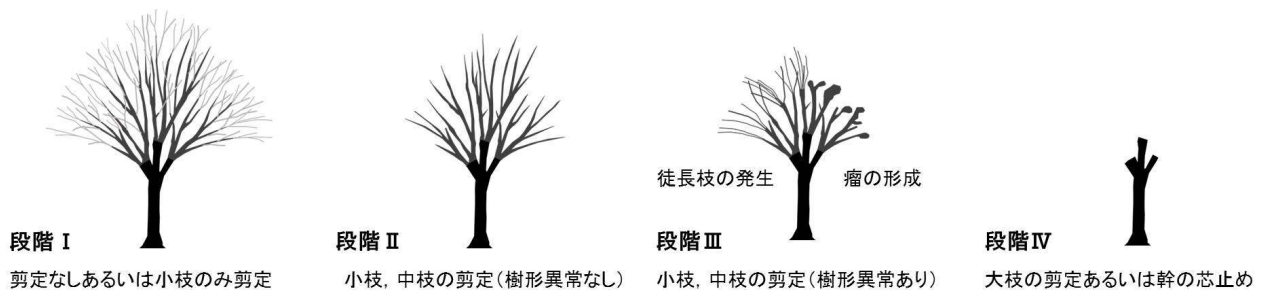


図 3－3 剪定強度の定義

2016 年に確認されたすべての対象 3 種について剪定強度を I ～IV の 4 段階で評価し、記録した（図 3－3）。剪定強度の記録にあたっては、樹木を幹と幹に接続する大枝、先端の小枝、大枝と小枝の間に位置する中枝に分類し、剪定されていないか小枝のみ剪定されている場合は段階 I，中枝まで剪定されているが徒長枝の発生や瘤の形成といった樹形の異常がみられない場合は段階 II，中枝まで剪定されており樹形の異常がみられる場合は段階 III，大枝が剪定されているか幹の芯止めがなされている場合は段階 IV とした。

### （3）生育地の分類

1986 年と 2016 年に確認されたすべての対象 3 種について生育地の周囲 50m 圏の建蔽率を算出し 20% ごとに 5 つの階級に分類した。建蔽率の算出にあたっては、電子国土基本図の建築物のポリゴンデータの建築物のポリゴンデータを用いた。

1986 年と 2016 年に生育が確認されたすべての対象 3 種の生育地について、2008 年の数値地図 5000（土地利用）を参照して、「空地」、「公園・緑地等」、「公有地」、「住宅地」、「商業・業務用地」及び「道路用地」（細密数値情報では「その他の公共公益施設用地」と記載）の 6 分類で土地利用を記録した。ただし、踏査の記録から明らかに土地利用が異なる場合は上述の分類に従って記録し直した。なお、本対象地域では「公園・緑地等」に分類された土地利用は鴨川公園のみであったことから、以下、「公園・緑地等」

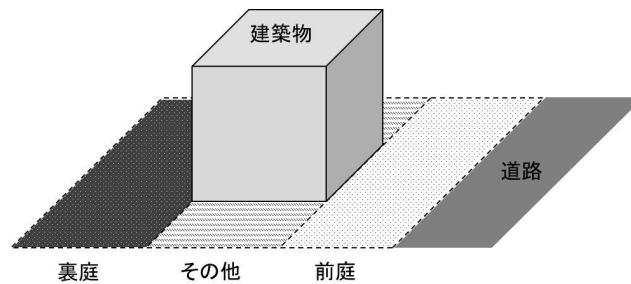


図 3-4 「住宅地」の細分類

を「鴨川公園」とする。また、「住宅地」については航空写真の判読を行い、生育地と街路及び建築物との位置関係に基づいて「裏庭」、「前庭」及び「その他」の3分類を併せて記録した（図3-4）。このとき、「消失木」の記録にあたっては空中写真を、「残存木」、「植栽木」及び「天然更新木」の記録にあたってはGoogle satellite をそれぞれ参照した。

#### （4）残存過程及び更新過程の記述

1986年の対象3種の直径階分布図を生育地の土地利用ごとに「残存木」と「消失木」を区別して作成した。2016年の対象3種の直径階分布図を同様に作成した。このとき「残存木」、「植栽木」及び「天然更新木」を区別した。

#### （5）残存様式の記述

種、直径階、建蔽率階級及び土地利用と残存状況との関係性について分割表を作成し評価した。また、それぞれ残存率を算出した。関係性の評価にあたっては、SPSS Statistics ver. 23（日本IBM）を用いて $\chi^2$ 検定を行い、残差分析によって期待度数との有意差を検討した。このとき、分割表の期待度数が5以下の割合が20%以上の場合、 $\chi^2$ 検定の代わりにFisherの正確確率検定を行った。次いで、土地利用ごとに消失に対する寄与率を、土地被覆の変化に関連する消失と関連しない消失にわけて算出した。また、土地被覆の変化に関連する消失については、2016年の土地被覆状況について集計した。

#### （6）剪定強度と土地利用及び建蔽率との関係性の検討

剪定強度と土地利用及び建蔽率との関係性を検討するため、直径階ごとに剪定強度と土地利用及び建蔽率階級との関係性について残存様式の記述と同様に分割表を作成し評価した。剪定強度は落葉、落枝の発生を抑制あるいは管理するために行われるものであり、対象3種はすべて落葉高木であるため、ここでは種の違いは考慮しなかった。

#### （7）「天然更新木」の更新様式の記述

「天然更新木」について、その生育地から最も近くに生育する種子親までの距離と大規模樹林までの最短距離を算出し比較を行い、より短い距離を選択して頻度分布図を作成した。ここで、1986年に生育が確認され2016年に残存が確認された個体を種子親として扱い、消失木及び「天然更新木」で直径階が中以上の個体は除いており、種子親として確実に貢献した成木個体のみを解析対象とした。また「天然更新木」が主要な更新様式であると判断された種については、直径階ごとに更新型の集計を行った。併

せて土地利用ごとに更新型の集計を行い、緩衝帯空間に生育している割合を併せて算出した。

### 三. 結果

#### (1) エノキ, ムクノキ及びケヤキの個体群動態

図3-5に1986年と2016年の対象3種の直径階分布をそれぞれ「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。また、図3-6に「住宅地」の「裏庭」、「前庭」及び「その他」の対象3種の直径階分布を同様に示した。なお、「残存木」の一部は1986年から2016年にかけて成長し進

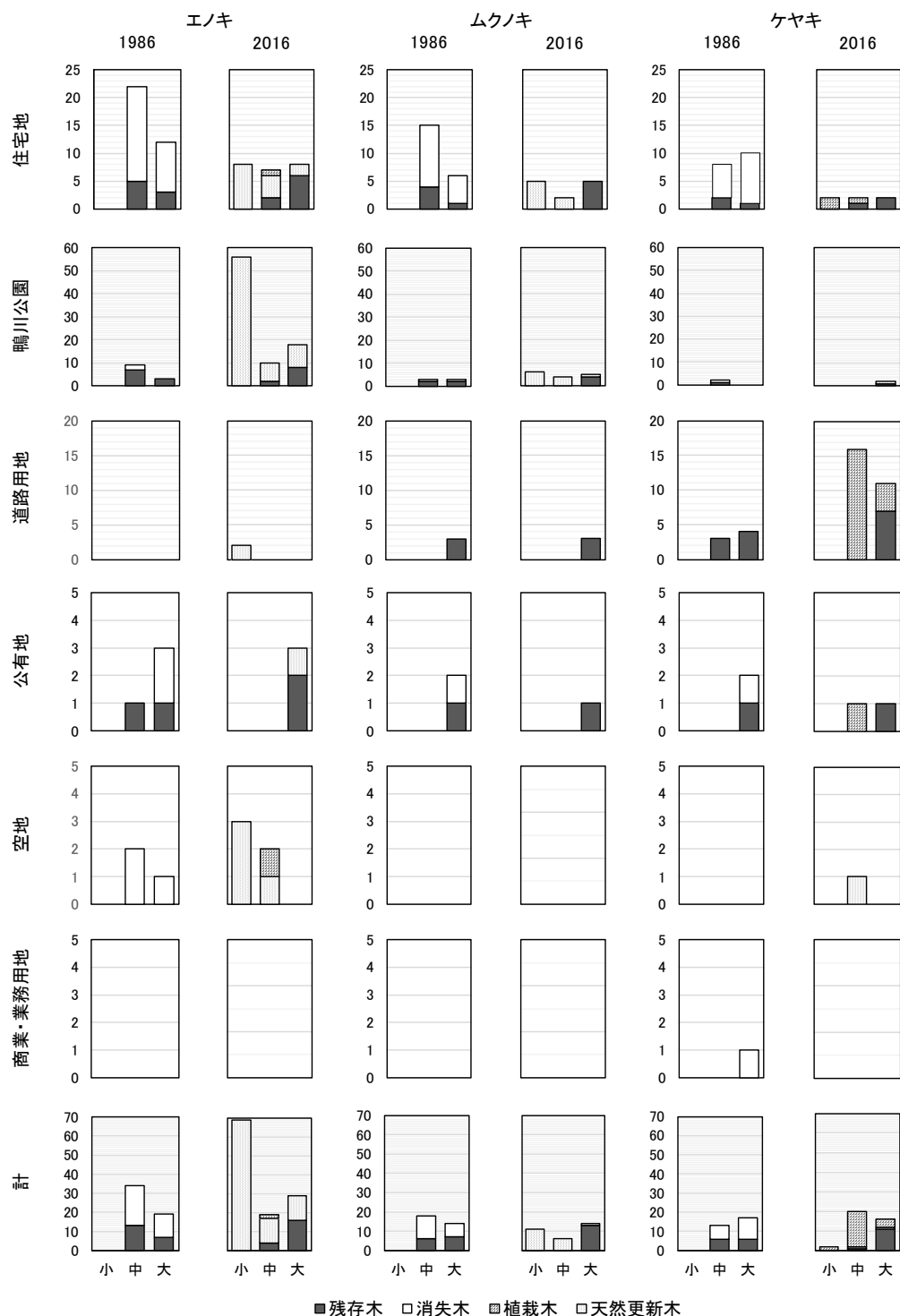


図3-5 1986年と2016年の土地利用別にみるエノキ, ムクノキ及びケヤキの直径階分布

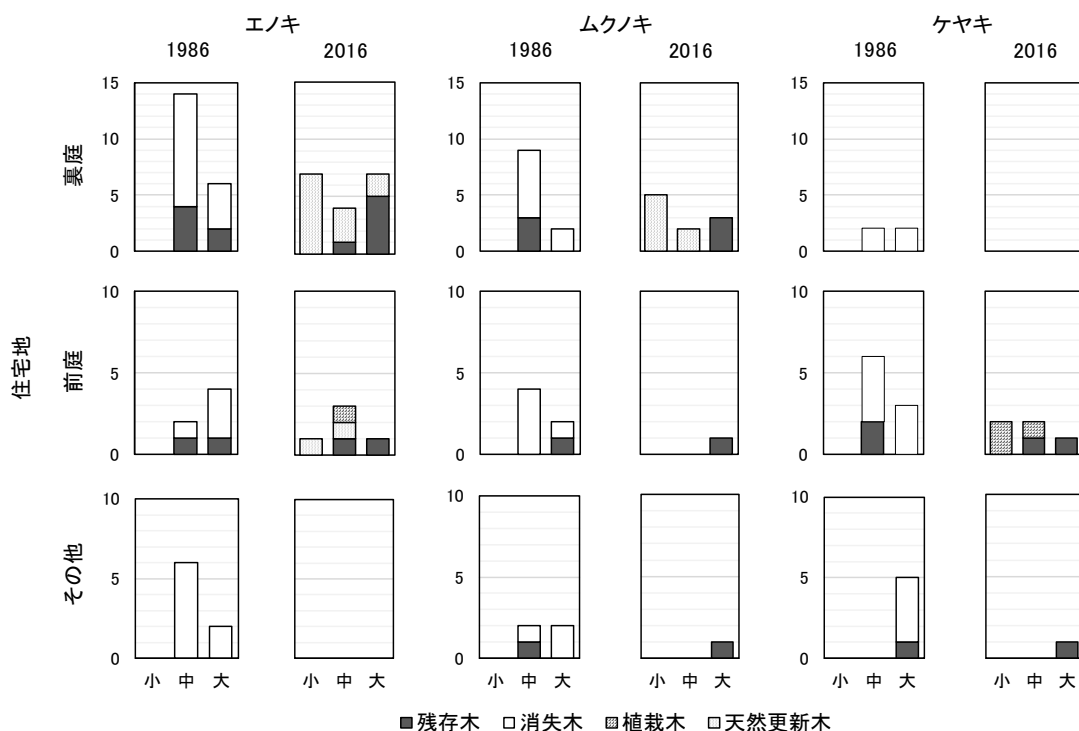


図 3-6 1986 年と 2016 年の住宅地に見るエノキ、ムクノキ及びケヤキの直径階分布

階しているため、1986 年と 2016 年では残存木の直径階分布が異なっている。

#### 1) エノキの個体群動態

図 3-7 に 1986 年と 2016 年のエノキの分布を「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。

エノキは 1986 年に大径木が 19 個体、中径木が 34 個体の合計 53 個体が生育していた。残存過程をみると、2016 年までに大径木が 12 個体、中径木が 21 個体消失した。また、残存した 13 個体の中径木のうち 9 個体は大径木に成長していた。更新過程をみると、「植栽木」は中径木で 2 個体と少なかった。「天然更新木」は大径木で 13 個体、中径木で 13 個体、小径木で 69 個体確認された。以上の残存と更新過程を経て、2016 年には大径木が 29 個体、中径木が 19 個体の合計 48 個体が生育していた。また、小径木は 69 個体生育していた。

エノキは「住宅地」、「鴨川公園」、「道路用地」、「公有地」及び「空地」でその生育が確認されたが、顕著な個体数の変動は「住宅地」と「鴨川公園」で確認された。1986 年には大径木と中径木が「住宅地」に合計 34 個体と最も多く生育し、次いで「鴨川公園」に 12 個体生育していた。2016 年までに「住宅地」で 26 個体が消失し、すべての「消失木」に占める割合は 78.8%であった。エノキの主要な更新様式であった「天然更新木」についてみると、2016 年までに「鴨川公園」で大径木と中径木が合計 18 個体、小径木が 56 個体確認され、すべての「天然更新木」に占める割合はそれぞれ 69.2%と 81.2%であった。また、「住宅地」で大径木と中径木が合計 6 個体、小径木が 8 個体確認され、すべての「天然更新木」に占める割合はそれぞれ 23.1%と 11.6%であった。これらの「住宅地」で確認された「天然更新木」の多くが「裏



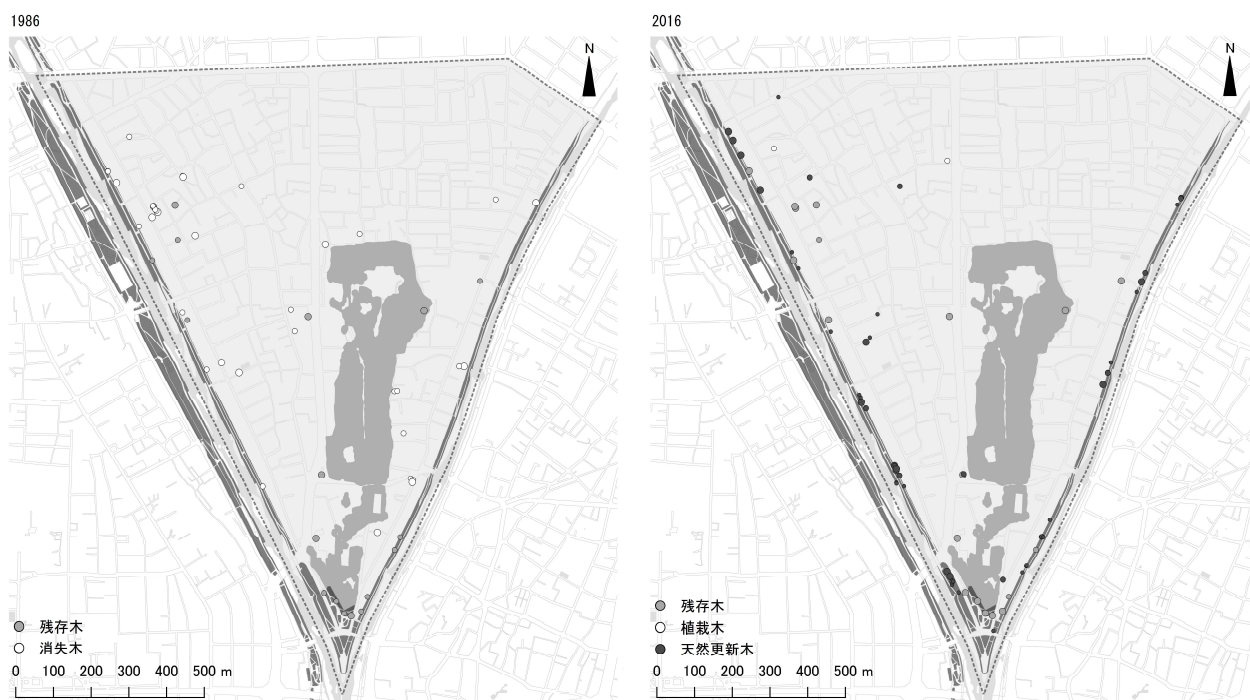


図3-7 1986年と2016年のエノキの分布

庭」に生育しており、大径木と中径木が合計5個体、小径木が6個体確認された。以上の個体数の変動を経て、2016年には「鴨川公園」に大径木と中径木が合計28個体、小径木が56個体と最も多く生育し、次いで「住宅地」に大径木と中径木が合計15個体、小径木が8個体生育していた。

## 2) ムクノキの個体群動態

図3-8に1986年と2016年のムクノキの分布を「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。

ムクノキは1986年に大径木が14個体、中径木が18個体の合計32個体が生育していた。残存過程をみると、2016年までに大径木が7個体、中径木が12個体消失した。また、残存したすべての中径木が大径木に成長していた。更新過程をみると、「植栽木」は確認されなかった。「天然更新木」は大径木で1個体、中径木で6個体、小径木で11個体確認された。以上の残存と更新過程を経て、2016年には大径木が14個体、中径木が6個体の合計20個体が生育していた。また、小径木は11個体生育していた。

ムクノキは「住宅地」、「鴨川公園」、「道路用地」及び「公有地」でその生育が確認されたが、顕著な個体数の変動はエノキと同様に「住宅地」と「鴨川公園」で確認された。1986年には大径木と中径木が「住宅地」に合計21個体と最も多く生育し、次いで「鴨川公園」に6個体生育していた。2016年までに「住宅地」で16個体が消失し、すべての「消失木」に占める割合は84.2%であった。ムクノキの主要な更新様式であった「天然更新木」についてみると、2016年までに「鴨川公園」で大径木と中径木が合計5個体、小径木が6個体確認され、すべての「天然更新木」に占める割合はそれぞれ71.4%と54.5%であった。また、「住宅地」で大径木と中径木が合計2個体、小径木が5個体確認され、すべての「天然更新木」に占める割合はそれぞれ28.6%と45.5%であった。この「住宅地」で確認された「天然更新木」のす

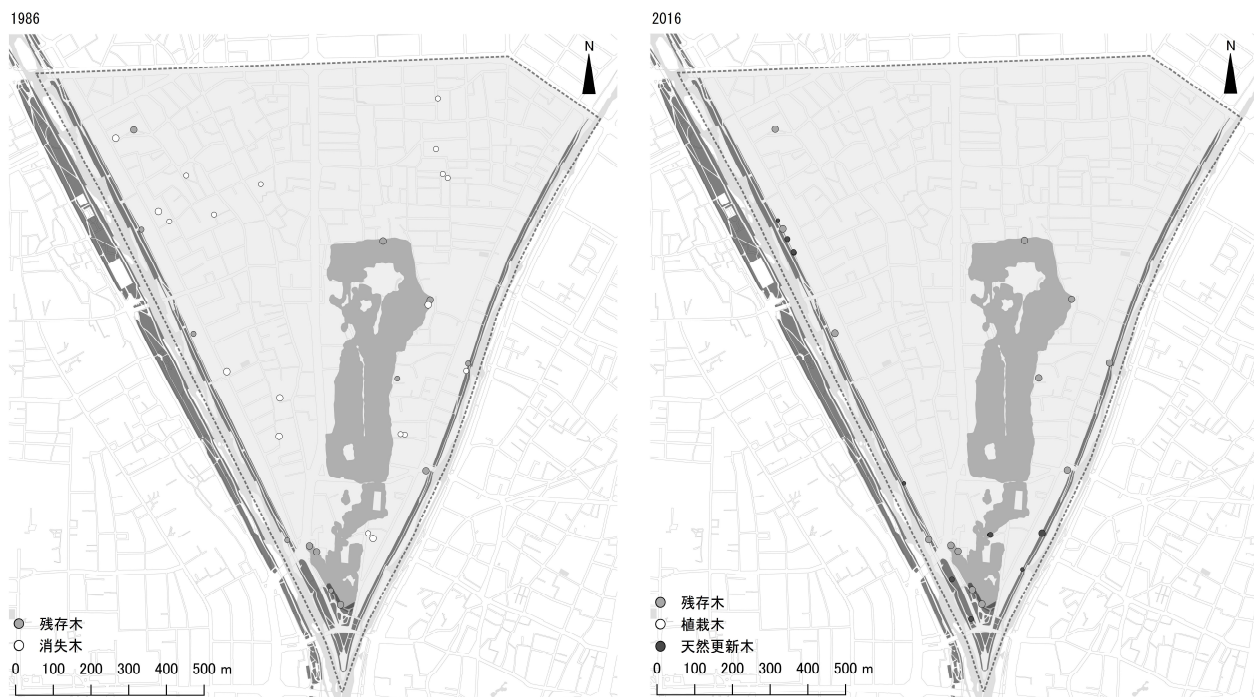


図3-8 1986年と2016年のムクノキの分布

べてが「裏庭」に生育していた。以上の個体数の変動を経て、2016年には「鴨川公園」に大径木と中径木が合計9個体、小径木が6個体と最も多く生育し、次いで「住宅地」に大径木と中径木が合計7個体、小径木が5個体生育していた。

### 3) ケヤキの個体群動態

図3-9に1986年と2016年のケヤキの分布を「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。

ケヤキは1986年に大径木が17個体、中径木が13個体の合計30個体が生育していた。残存過程をみると、2016年までに大径木が11個体、中径木が7個体消失した。また、残存した6個体の中径木のうち5個体は大径木に成長していた。更新過程をみると、「植栽木」は大径木で4個体、中径木で18個体、小径木で2個体確認された。「天然更新木」は大径木で1個体、中径木で1個体と少なかった。以上の残存と更新過程を経て、2016年には大径木が16個体、中径木が20個体の合計36個体が生育していた。また、小径木は2個体生育していた。

ケヤキは「住宅地」、「鴨川公園」、「道路用地」、「公有地」、「空地」及び「商業・業務用地」でその生育が確認されたが、顕著な個体数の変動は「住宅地」と「道路用地」で確認された。1986年には大径木と中径木が「住宅地」に合計18個体と最も多く生育し、次いで「道路用地」に7個体生育していた。2016年までに「住宅地」で15個体が消失し、すべての「消失木」に占める割合は83.3%であった。ケヤキの主要な更新様式であった「植栽木」についてみると、2016年までに「道路用地」で大径木と中径木が合計20個体確認され、すべての「植栽」に占める割合は90.9%であった。以上の個体数の変動を経て、2016年には「道路用地」に大径木と中径木が合計27個体と最も多く生育していた。



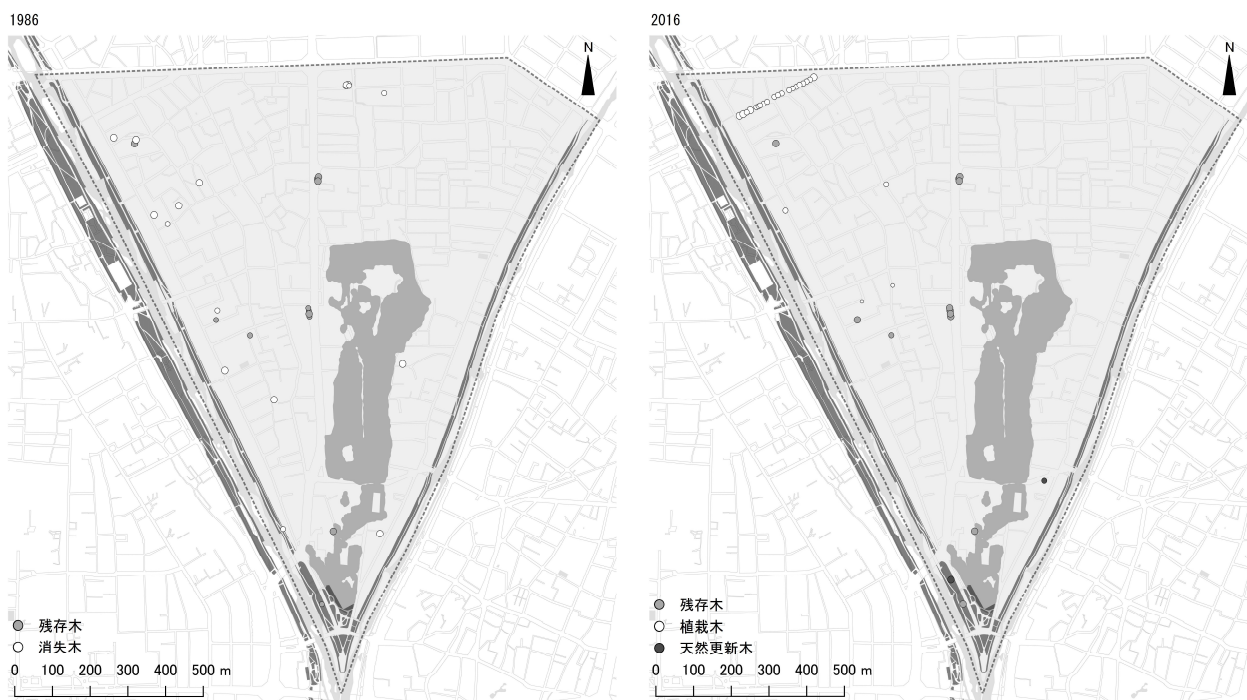


図 3-9 1986 年と 2016 年のケヤキの分布

## (2) エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存状況

2016 年の残存状況を表 3-1、表 3-2 及び表 3-3 に示す。

種ごとに残存率をみると(表 3-1)、エノキが 37.7%、ムクノキが 40.6%、ケヤキが 40.4%であり、 $\chi^2$  検定の結果、種と残存状況とのあいだに有意な関係性は認められなかった ( $p = 0.96$ )。

直径階ごとに残存率をみると(表 3-1)、大径木が 39.2%、中径木が 39.1%であり、 $\chi^2$  検定の結果、直径階と残存状況とのあいだに有意な関係性は認められなかった ( $p = 0.86$ )。

対象 3 種の周囲 50m 圏の建蔽率階級ごとに残存率をみると(表 3-2)、0-20%が 88.2%、20-40%が 34.2%、40-60%が 29.4%、60-80%が 22.2%であり、 $\chi^2$  検定の結果、建蔽率階級と残存状況とのあいだに有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )、残差分析の結果、残存は 0-20% ( $p < 0.01$ ) で多い傾向にあった。

土地利用ごとに残存率をみると(表 3-3)、「道路用地」が 100.0%であり、「消失木」は確認されなかった。次に、「鴨川公園」が 75.0%、「公有地」が 50.0%であり、これらの土地利用では残存率が高い傾向にあった。一方、「住宅地」が 21.9%であり、残存率が低い傾向にあった。「住宅地」では「その他」の残存率が著しく低い傾向にあった。「空地」と「商業・業務用地」ではすべての対象 3 種が消失していた。Fisher の正確確率検定の結果、土地利用と残存状況との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )、残差分析の結果、「残存木」は「道路用地」( $p < 0.01$ )、「鴨川公園」( $p < 0.01$ ) で多い傾向にあり、「住宅地」( $p < 0.01$ ) で少ない傾向にあった。

「消失木」のうち 51 個体は土地被覆の変化に関連する消失によるものであり、すべての「消失木」に

占める割合は 72.9%であった。土地利用ごとに消失に対する寄与率をみると、「住宅地」が 61.4%、であり、土地被覆の変化に関連する消失の大部分（84.3%）が認められた。その 2016 年の土地被覆状況を見ると、建築物が 74.4%と最も多く、その他と舗装面がそれぞれ 14.0%、11.6%と多かった。

「消失木」のうち 19 個体は土地被覆の変化に関連しない消失によるものであり、すべての「消失木」に占める割合は 27.1%であった。土地利用ごとに消失に対する寄与率をみると、「住宅地」が 20.0%であり、土地被覆の変化に関連しない消失の大部分（73.7%）が認められた。

表 3－1 種及び直径階別にみるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存状況

土地利用	種									直径階					
	エノキ			ムクノキ			ケヤキ			大			中		
	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率	1986年	2016年	残存率
住宅地	34	8	23.5	21	5	23.8	18	3	16.7	28	5	17.9	45	11	24.4
— 裏庭	20	6	30.0	11	3	27.3	4	0	0.0	10	2	20.0	25	7	28.0
— 前庭	6	2	33.3	6	1	16.7	9	2	22.2	9	2	22.2	12	3	25.0
— その他	8	0	0.0	4	1	25.0	5	1	20.0	9	1	11.1	8	1	12.5
鴨川公園	12	10	83.3	6	4	66.7	2	1	50.0	6	5	83.3	14	10	71.4
道路用地	0	0	－	3	3	100.0	7	7	100.0	7	7	100.0	3	3	100.0
公有地	4	2	50.0	2	1	50.0	2	1	50.0	7	3	42.9	1	1	100.0
空地	3	0	0.0	0	0	－	0	0	－	2	0	0.0	1	0	0.0
商業・業務用地	0	0	－	0	0	－	1	0	0.0	1	0	0.0	0	0	－
計	53	20	37.7	32	13	40.6	30	12	40.0	51	20	39.2	64	25	39.1

表 3－2 建蔽率階級別にみる孤立木の残存状況

建蔽率階級(%)	1986年	2016年	残存率
0-20	17	15	88.2
20-40	38	13	34.2
40-60	51	15	29.4
60-80	9	2	22.2

表 3-3 土地利用にみるエノキ、ムクノキ及びケヤキの残存状況

土地利用	1986年	2016年	消失		残存率
			被覆変化あり	被覆変化なし	
住宅地	73 (63.5)	16	43 (61.4)	14 (20.0)	21.9
— 裏庭	35 (30.4)	9	20 (28.6)	6 (8.6)	25.7
— 前庭	21 (18.3)	5	10 (14.3)	6 (8.6)	23.8
— その他	17 (14.8)	2	13 (18.6)	2 (2.9)	11.8
鴨川公園	20 (17.4)	15	1 (1.4)	4 (5.7)	75.0
道路用地	10 (8.7)	10	0 (0.0)	0 (0.0)	100.0
公有地	8 (7.0)	4	4 (5.7)	0 (0.0)	50.0
空地	3 (2.6)	0	3 (4.3)	0 (0.0)	0.0
商業・業務用地	1 (0.9)	0	0 (0.0)	1 (1.4)	0.0
計	115	45	51 (72.9)	19 (27.1)	39.1

表中の( )内の数値は、それぞれ以下の値を示す。

1986年：1986年の個体数の合計値に占める当該土地利用の個体数の割合(%)

消失：消失した個体数の合計値に占める当該土地利用の消失した個体数(土地被覆の変化あり、土地被覆の変化なし)の寄与率とその合計値(%)

### (3) エノキ、ムクノキ及びケヤキが受けた剪定強度と建蔽率及び土地利用との関係

#### 1) 建蔽率

表 3-4 に、直径階ごとに作成した剪定強度と建蔽率との分割表を示す。

大径木についてみると(表 3-4 a) 建蔽率 0-20%では段階Ⅰの割合が 78.9%と最も多く、次いで段階Ⅱが 15.8%と多かった。建蔽率 20-40%では段階Ⅱの割合が 45.0%と最も多く、次いで段階Ⅰの割合が 25.0%、段階ⅢとⅣの割合が 15.0%と多かった。建蔽率 40-60%では段階Ⅲの割合が 58.8%と最も多く、次いで段階Ⅱの割合が 23.5%、段階Ⅳの割合が 17.6%と多かった。建蔽率 60-80%では段階Ⅰが 66.7%と最も多く、次いで段階Ⅲの割合が 33.3%と多かった。ただし、合計個体数は 3 個体と少なかった。Fisher の正確確率検定の結果、建蔽率と剪定強度との間に有意な関係性が認められ( $p < 0.01$ )、建蔽率 0-20%では段階Ⅰ( $p < 0.01$ )が多い傾向にあり、段階Ⅲ( $p < 0.05$ )が少ない傾向にあった。建蔽率 20-40%では段階Ⅱ( $p < 0.05$ )が多い傾向にあった。建蔽率 40-60%では段階Ⅲ( $p < 0.01$ )が多い傾向にあり、段階Ⅰ( $p < 0.01$ )が少ない傾向にあった。

中径木についてみると(表 3-4 b) 建蔽率 0-20%では段階Ⅰの割合が 83.3%と最も多く、次いで段階Ⅲが 16.7%と多かった。ただし、合計個体数は 6 個体と少なかった。建蔽率 20-40%では段階Ⅰの割合が 73.3%と最も多く、次いで段階Ⅲの割合が 13.3%、段階ⅡとⅣの割合が 6.7%と多かった。建蔽率 40-60%では段階Ⅲの割合が 82.4%と最も多かった。建蔽率 60-80%ではすべての対象 3 種の剪定強度が段階Ⅲであった。ただし、合計個体数は 7 個体と少なかった。Fisher の正確確率検定の結果、建蔽率と剪定強度との間に有意な関係性が認められ( $p < 0.01$ )、建蔽率 0-20%では段階Ⅰ( $p < 0.05$ )が多い傾向にあった。建蔽率 20-40%では段階Ⅰ( $p < 0.01$ )が多い傾向にあり、段階Ⅲ( $p < 0.01$ )が少ない傾向にあった。建蔽率 40-60%では段階Ⅲ( $p < 0.01$ )が多い傾向にあり、段階Ⅰ( $p < 0.01$ )が少ない傾向にあった。

た。建蔽率 60-80%では段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅰ ( $p < 0.05$ ) が少ない傾向にあった。

小径木についてみると(表3-4c) 建蔽率 0-20%では段階Ⅰの割合が 93.8%と最も多かった。建蔽率 20-40%では段階Ⅱの割合が 50.8%と最も多く、次いで段階Ⅰの割合が 47.5%と多かった。建蔽率 40-60%では段階Ⅰの割合が 60.0%と最も多く、次いで段階Ⅲの割合が 40.0%と多かった。ただし、合計個体数は 5 個体と少なかった。Fisher の正確確率検定の結果、建蔽率と剪定強度との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )、建蔽率 0-20%では段階Ⅰ ( $p < 0.01$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅱ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。建蔽率 20-40%では段階Ⅱ ( $p < 0.01$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅰ ( $p < 0.01$ )、段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。建蔽率 40-60%では段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が多い傾向にあった。

## 2) 土地利用

表3-5に、直径階ごとに作成した剪定強度と土地利用との分割表を示す。

大径木についてみると(表3-5a)、「住宅地」では段階Ⅰと段階Ⅲの割合が 33.3%と最も多く、次いで段階Ⅳが 26.7%と多かった(写真3-3)。「鴨川公園」では段階Ⅰの割合が 56.0%と最も多く、次いで段階Ⅱの割合が 40.0%と多かった。「道路用地」では段階Ⅲの割合が 50.0%と最も多く、次いで段階Ⅱの

表3-4 エノキ、ムクノキ及びケヤキの剪定強度と建蔽率の関係

### a. 大径木

建蔽率(%)	剪定強度				計
	段階Ⅰ	段階Ⅱ	段階Ⅲ	段階Ⅳ	
0-20	15 (78.9)	3 (15.8)	1 (5.3)	0 (0.0)	19
20-40	5 (25.0)	9 (45.0)	3 (15.0)	3 (15.0)	20
40-60	0 (0.0)	4 (23.5)	10 (58.8)	3 (17.6)	17
60-80	2 (66.7)	0 (0.0)	1 (33.3)	0 (0.0)	3
計	22 (37.3)	16 (27.1)	15 (25.4)	6 (10.2)	59

### b. 中径木

建蔽率(%)	剪定強度				計
	段階Ⅰ	段階Ⅱ	段階Ⅲ	段階Ⅳ	
0-20	5 (83.3)	0 (0.0)	1 (16.7)	0 (0.0)	6
20-40	11 (73.3)	1 (6.7)	2 (13.3)	1 (6.7)	15
40-60	1 (5.9)	1 (5.9)	14 (82.4)	1 (5.9)	17
60-80	0 (0.0)	0 (0.0)	7 (100.0)	0 (0.0)	7
計	17 (37.8)	2 (4.4)	24 (53.3)	2 (4.4)	45

### c. 小径木

建蔽率(%)	剪定強度				計
	段階Ⅰ	段階Ⅱ	段階Ⅲ	段階Ⅳ	
0-20	15 (93.8)	0 (0.0)	1 (6.3)	0 (0.0)	16
20-40	29 (47.5)	31 (50.8)	0 (0.0)	1 (1.6)	61
40-60	3 (60.0)	0 (0.0)	2 (40.0)	0 (0.0)	5
計	47 (57.3)	31 (37.8)	3 (3.7)	1 (1.2)	82

( )内の数値は、当該建蔽率階級の合計個体数に占める剪定強度ごとの割合(%)を示す。

割合が 35.7%と多かった。「公有地」では段階Ⅲが 60.0%と最も多く、次いで段階Ⅰの割合が 40.0%と多かった。ただし、合計個体数は 5 個体と少なかった。Fisher の正確確率検定の結果、建蔽率と剪定強度との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )、「住宅地」では段階Ⅳ ( $p < 0.05$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅱ ( $p < 0.05$ ) が少ない傾向にあった。「鴨川公園」では段階Ⅰ ( $p < 0.05$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。「道路用地」では段階Ⅲ ( $p < 0.05$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅰ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。

中径木についてみると (表 3-5 b)、「住宅地」では段階Ⅲの割合が 45.5%と最も多く、次いで段階Ⅰが 36.4%と多かった。「鴨川公園」では段階Ⅰの割合が 78.6%と最も多かった。「道路用地」では段階Ⅲの割合が 93.8%と最も多かった。「公有地」では 1 個体が認められたのみであり、段階Ⅲであった。「空地」では段階Ⅲの割合が 66.7%と最も多く、残りは段階Ⅰであった。ただし、合計個体数は 3 個体と少なかった。Fisher の正確確率検定の結果、土地利用と剪定強度との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )、「鴨川公園」では段階Ⅰ ( $p < 0.05$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。「道路用地」では段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅰ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。

小径木についてみると (表 3-5 c)、「住宅地」では段階Ⅰの割合が 86.7%と最も多く、次いで段階Ⅲの割合が 13.3%と多かった。「鴨川公園」では段階Ⅱの割合が 50.0%と最も多く、次いで段階Ⅰの割合が 48.4%と多かった。「道路用地」では 2 個体が認められたのみであり、それぞれ段階Ⅰと段階Ⅲであった。「空地」ではすべての対象 3 種の剪定強度が段階Ⅰであった。ただし、合計個体数は 3 個体と少なかった。Fisher の正確確率検定の結果、建蔽率と剪定強度との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.01$ )、「住宅地」では段階Ⅰ ( $p < 0.05$ )、段階Ⅲ ( $p < 0.05$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅱ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。「鴨川公園」では段階Ⅱ ( $p < 0.01$ ) が多い傾向にあり、段階Ⅰ ( $p < 0.01$ ) と段階Ⅲ ( $p < 0.01$ ) が少ない傾向にあった。「道路用地」では段階Ⅲ ( $p < 0.05$ ) が多い傾向にあった。

表 3－5 エノキ、ムクノキ及びケヤキの剪定強度と土地利用の関係

a. 大径木

土地利用	剪定強度				計
	段階Ⅰ	段階Ⅱ	段階Ⅲ	段階Ⅳ	
住宅地	5 (33.3)	1 (6.7)	5 (33.3)	4 (26.7)	15
鴨川公園	14 (56.0)	10 (40.0)	0 (0.0)	1 (4.0)	25
道路用地	1 (7.1)	5 (35.7)	7 (50.0)	1 (7.1)	14
公有地	2 (40.0)	0 (0.0)	3 (60.0)	0 (0.0)	5
計	22 (37.3)	16 (27.1)	15 (25.4)	6 (10.2)	59

b. 中径木

土地利用	剪定強度				計
	段階Ⅰ	段階Ⅱ	段階Ⅲ	段階Ⅳ	
住宅地	4 (36.4)	1 (9.1)	5 (45.5)	1 (9.1)	11
鴨川公園	11 (78.6)	1 (7.1)	1 (7.1)	1 (7.1)	14
道路用地	1 (6.3)	0 (0.0)	15 (93.8)	0 (0.0)	16
公有地	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (100.0)	0 (0.0)	1
空地	1 (33.3)	0 (0.0)	2 (66.7)	0 (0.0)	3
計	17 (37.8)	2 (4.4)	24 (53.3)	2 (4.4)	45

c. 小径木

土地利用	剪定強度				計
	段階Ⅰ	段階Ⅱ	段階Ⅲ	段階Ⅳ	
住宅地	13 (86.7)	0 (0.0)	2 (13.3)	0 (0.0)	15
鴨川公園	30 (48.4)	31 (50.0)	0 (0.0)	1 (1.6)	62
道路用地	1 (50.0)	0 (0.0)	1 (50.0)	0 (0.0)	2
空地	3 (100.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	3
計	47 (57.3)	31 (37.8)	3 (3.7)	1 (1.2)	82

( )内の数値は、当該土地利用の合計個体数に占める剪定強度ごとの割合(%)を示す。



写真 3－3 「住宅地」に生育する強度の剪定を受けたケヤキ（左）とムクノキ（中、右）

#### (4) エノキ、ムクノキ及びケヤキの市街地における更新特性とその立地

##### 1) 種子散布距離の推定

図3-10に「天然更新木」が主要な更新様式であったエノキとムクノキの「天然更新木」と種子親あるいは大規模樹林までの最短距離の頻度分布を示した。

「天然更新木」は種子親あるいは大規模樹林から0-10mに生育する頻度が最も多く、長距離になるとその頻度が低下する傾向にあり、最長で130-140mでの生育が確認された。エノキの「天然更新木」は種子親あるいは大規模樹林から130-140mまで広くその生育が確認されたが、ムクノキの「天然更新木」は生育個体数が少なく、種子親あるいは大規模樹林から0-10m, 20-30m, 50-60m, 60-70m及び130-140mに低頻度でその生育が確認されたのみであった。

##### 2) エノキとムクノキの更新型

「天然更新木」が主要な更新様式であったエノキとムクノキの更新型を表3-6に種と直径階ごとに、表3-7に土地利用ごとに示した。

エノキについて更新型をみると(表3-6, 写真3-4), 小径木では「樹群」が69.6%と最も多く、次いで「単木」と「生垣」がそれぞれ17.4%, 13.0%と多かった。中径木では「樹群」が76.9%と最も多く、残りは「単木」であった。大径木では「樹群」が53.8%と最も多く、次いで「単木」が38.5%と多かった。

ムクノキについて更新型をみると(表3-6), 小径木では「樹群」が54.5%と最も多く、残りは「生垣」であった。中径木では「生垣」が50.0%と最も多く、次いで「樹群」が33.3%と多かった。ただし、合計個体数は6個体と少なかった。大径木では「樹群」で1個体確認されたのみであった。

土地利用ごとに更新型をみると(表3-7), 「単木」は「鴨川公園」で76.2%と最も多く、次いで「住宅地」で14.3%と多かった。「樹群」は「鴨川公園」で91.9%と最も多かった。「生垣」は「住宅地」で77.8%と最も多く、次いで「空地」で16.7%と多かった。また「住宅地」で確認された「単木」のうちの1件(33.3%), 「樹群」のうちの3件(75.0%), 「生垣」のすべて, 「鴨川公園」で確認された「単木」のうちの12件(75.0%), 「樹群」のうちの59件(86.8%), 「空地」で確認された「生垣」のすべてが緩衝帯空間での天然更新であった。



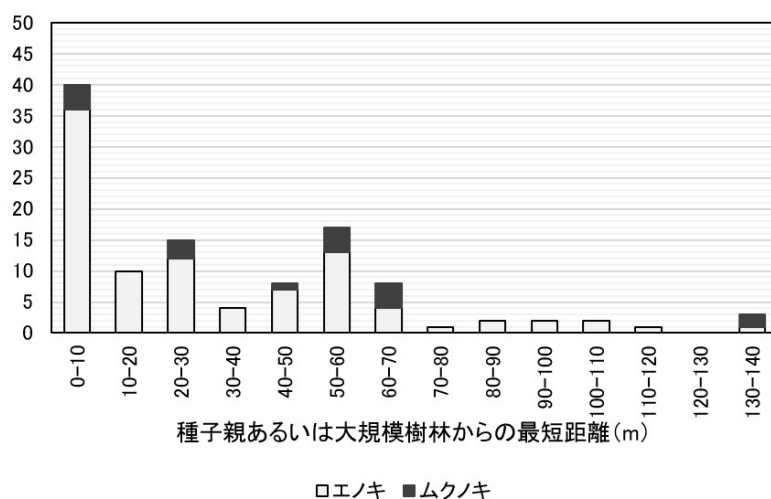


図3-10 エノキ、ムクノキの「天然更新木」と種子供給源候補間の最短距離の頻度分布

表3-6 エノキ、ムクノキの更新型

更新型	エノキ			ムクノキ		
	小径木	中径木	大径木	小径木	中径木	大径木
単木	12 (17.4)	3 (23.1)	5 (38.5)	0 (0.0)	1 (16.7)	0 (0.0)
樹群	48 (69.6)	10 (76.9)	7 (53.8)	6 (54.5)	2 (33.3)	1 (100.0)
生垣	9 (13.0)	0 (0.0)	1 (7.7)	5 (45.5)	3 (50.0)	0 (0.0)
計	69	13	13	11	6	1

( )内の数値は、「天然更新木」の合計個体数に占める当該更新型の割合(%)を示す。



写真3-4 「樹群」(左、中)及び「生垣」(右)のエノキ

表3-7 土地利用別にみるエノキ、ムクノキの更新型

土地利用	更新型		
	単木	樹群	生垣
住宅地	3 (14.3)	4 (5.4)	14 (77.8)
鴨川公園	16 (76.2)	68 (91.9)	1 (5.6)
道路用地	1 (4.8)	1 (1.4)	0 (0.0)
公有地	1 (4.8)	0 (0.0)	0 (0.0)
空地	0 (0.0)	1 (1.4)	3 (16.7)
計	21	74	18

( )内の数値は、当該更新型の合計個体数に占める当該土地利用の割合(%)を示す。



## 四. 考察

### (1) エノキ、ムクノキ及びケヤキの残存を規定する要素の検討

本研究の対象地域である糺の森を含む下鴨地域では、1800年代後半以降に残存林の一部が消失し、その縮小によって孤立木が形成され、部分的に新しい樹林地が形成され、それが残されてきていることが知られている。また、対象3種はこうした樹林の主要構成種として、量的に増減はあったものの1985年まで継続的に維持されてきたものと考えられている<sup>10)12)</sup>。

しかし、本研究の結果からこの過程で残存してきた孤立木や小規模な樹林地に生育する対象3種のうち60.9%が1986年以降消失しており、そのうち建築や舗装といった市街地の開発によるものが72.9%を占めており、大部分は「住宅地」における消失であることが明らかになった。

一方、このような市街地の開発とは直接関連しない対象3種の消失も確認され、これらも大部分が「住宅地」で確認された。坂本<sup>12)</sup>と吉田ら<sup>19)</sup>は京都市街地の密集市街地に生育する対象3種に対する土地所有者の意識等について考察しているが、落葉・落枝の管理に対する苦労や周辺住民からの落葉・落枝に対する苦情を理由として、対象3種を切りたいと考える土地所有者が存在することを指摘しており、実際に切られた事例も観察している。このことから市街地の開発には関連しない対象3種の消失は、落葉・落枝に対する「迷惑性」の観点から考えることができる。また、生育地周辺の建蔽率が0-20%と低い場合に対象3種の残存率が高い傾向にあることもわかっており、生育地の周辺に空間的な余裕がある場合に対象3種の「迷惑性」が低くなる可能性が示唆された。この傾向は剪定強度の結果からも顕著に確認され、すべての直径階の対象3種で建蔽率が高くなると剪定強度の段階も高くなる傾向が示唆された。前述の坂本<sup>12)</sup>と吉田ら<sup>19)</sup>は、切りたいと考えている土地所有者であっても、実際には宗教的な感覚としての樹木を切る恐さや経済的な困難などの理由から残さざるを得ないと考えている場合があることを指摘している。このことから、生育地周辺の空間的な余裕がない場合には対象3種の「迷惑性」が高くなり切られる場合もあるが、切られない場合にも強度の剪定を受けることが示唆された。特に「住宅地」では幹の芯止めといった極端な剪定が多い傾向にあり、切ることはできないものの「迷惑性」を強く感じていることが示唆された。

このように本研究で確認された「住宅地」における対象3種の消失には、市街地の開発による消失と、市街地の空間的な余裕のなさから土地所有者によって伐採されたことによる消失が含まれ、後者では消失しない場合でも強度の剪定を受ける傾向にあるといえる。また、市街地の開発が進めば市街地の空間的な余裕が減ずるため、前者の過程は後者の過程の進行にも関わるものと考えられる。

一方、「鴨川公園」と「道路用地」では残存が顕著であった。ただし、その剪定管理にはそれぞれの土地利用の特性がみられ、「鴨川公園」では小径木で段階Ⅱが多く剪定の強度がやや高く、中径木、大径木になると段階Ⅰが多い傾向にあり剪定の強度が低い傾向にあった。これは、天然更新した小径木は、下草刈りといった恒常的な維持管理によって剪定されやすい一方、京都府のレッドデータブック2015で景観上も重要であることが認められている<sup>8)</sup>「鴨川公園」に生育するエノキ、ムクノキの大径木等は強度の

管理を受けていないものと考えられる。しかし、これらのエノキとムクノキについては「後継木がなく、今後、更新に関する対策が必要であろう。」とされており<sup>8)</sup>、本研究で確認された小径木を育成することはひとつの対策になるものと思われる。「道路用地」ではすべての直径階で段階Ⅲが多く、管理を目的とした剪定の強度が高い傾向にあった。京都市では樹木全体に日照や通風を確保して健全に育て、並木としての形や個々の樹形を整え、また枝の伸びすぎによる道路交通や市民生活に支障となることを防ぐために、街路樹の剪定が行なわれている<sup>7)</sup>。本研究の対象地域では、「道路用地」にはケヤキが街路樹として植栽されており、道路交通の妨げになる落葉・落枝の管理を目的として強度の管理がなされていたと考えられる。

## (2) エノキ、ムクノキ及びケヤキの更新特性

### 1) エノキ、ムクノキ及びケヤキの更新様式の違い

エノキ、ムクノキ及びケヤキの更新様式をみると、エノキ、ムクノキは「植栽木」が少なく、「天然更新木」が多かったことから、個体群を天然更新によって維持しているものと考えられる。一方、ケヤキは「天然更新木」が少なく、主に中径の「植栽木」が多かったことから、個体群は植栽によって維持されているものと考えられる。

この違いはそれぞれ種の種子散布様式の違いに基づくものであると考えられる。エノキとムクノキの種子散布様式は鳥散布である。唐沢<sup>4)</sup>は市街地における鳥散布樹種の種子散布距離は最大 300m 程度であることを報告しており、本研究で確認された種子散布の推定距離は最大 130-140m であった。一方、ケヤキの種子散布様式は風散布であり、その種子散布距離はおよそ 10-40m とされており<sup>2)</sup>、本研究で確認された「天然更新木」は 2 個体と少なかったが、種子散布の推定距離は最大 40-50m であった。このように種子の散布様式の違いは種子散布の範囲を規定し、ケヤキの場合その範囲がエノキ及びムクノキと比較して狭小であり、更新適地に到達できる可能性が低いことから「天然更新木」が少なかったものと考えられる。

一方、エノキとムクノキの「天然更新木」の更新型は、特に小径木で「樹群」と「生垣」で多く確認され、また多くの場合に生垣や柵等によって特徴づけられる緩衝帯空間で確認された。これは、エノキとムクノキが鳥散布樹種であることから、鳥類の行動様式に合わせてある程度の指向性をもって更新可能な空間に集中的に散布されたものと考えられる。実際に唐沢<sup>4)</sup>は、市街地において鳥類が止まり木として利用する空間に鳥散布樹種が集中的に散布されていることを指摘しており、本研究では公園内の樹木や生垣、緩衝帯空間の生垣や柵といった植物及び人工構造物が止まり木として機能しており、これらの空間に対する指向性を持っていたものと考えられる。一方、ケヤキは風散布樹種であることからその種子散布に指向性がないものと考えられる。

また、種子散布様式の違いだけでなくその結実様式にも違いがあり、エノキとムクノキは連年結実が見られるものの<sup>5)20)</sup>、ケヤキは種子生産量の年変動が大きく豊凶が確認されている<sup>21)</sup>。

このようにケヤキはその種子散布様式及び結実様式の違いからエノキ及びムクノキと比較して種子の

散布範囲が狭く、指向性をもたず、また形成される種子数も少ないことから市街地において更新適地に侵入できる可能性が低く、「天然更新木」が確認されなかったものと考えられる。

## 2) エノキの先駆的特性

「天然更新木」の直径階分布をみると、エノキはムクノキと比較して小径木が多かった。しかしその分布様式をみると、ムクノキの「天然更新木」は種子親あるいは大規模樹林から 130-140m の範囲にも確認されており、エノキと同じく鳥散布樹種であることからその種子散布距離に大きな差はないものと考えられる。そのため、エノキの小径木がムクノキと比較して多かったことから、種子散布後の定着過程に違いがあるものと考えられる。田端ら<sup>15)17)</sup>は紵の森においてエノキ、ムクノキの定着や生残について検討しており、ムクノキと比較してエノキは耐陰性が低いものの新規加入速度が高く、エノキがより先駆的な特性を持っていることが示唆されている。また田端ら<sup>16)</sup>は、京都、梅小路公園内に造成されたいのちの森においても同様の検討を行っており、エノキはムクノキと比較して新規加入率が高いことを示している。このように、樹林においてエノキはムクノキと比較してより先駆的な特性をもっていることが示されており、市街地においてはこのエノキの特性が顕著に発現しており、そのため本研究の対象地域では「天然更新木」の小径木が多く、ムクノキと比較すると安定的に更新していたものと考えられる。

## 3) エノキとムクノキの「天然更新木」の分布様式

エノキとムクノキの種子散布に貢献すると考えられる小型鳥類は、市街域では約 200-400m の距離を移動、分散が可能であることが指摘されている<sup>18)</sup>。また、そうした鳥類によって種子散布される鳥散布樹種の種子散布距離をみると最大 300m 程度となることが示されている<sup>4)</sup>。さらに石田ら<sup>3)</sup>は市街地に生育する鳥散布樹種であるシャリンバイとトウネズミモチの天然更新木の多くが種子親から 100m 以内の範囲に生育していることを指摘している。本研究では、種子親から 0-10m にエノキとムクノキの「天然更新木」が最も多く確認され、ほとんどの場合は種子親上で採食した小型鳥類がその場に糞を落とすことで、その種子が散布されていたものと考えられる。ただし、頻度を下げながら最大 130-140m まで「天然更新木」が確認されたことから、鳥類による種子散布は前述の鳥散布樹種と同様に種子親の直下のみならず市街地全域にわたって行われているものと思われる。

本研究の結果からはエノキで 50-60m の範囲に分布の山が認められた。小型鳥類は市街域において一定時間ひとつの場所に停滞して採食し、その近隣に存在する樹木や柵などの休止場所あるいは塀の下に糞をする事例が報告されており<sup>4)</sup>、本研究の対象地域では種子親から 50-60m に鳥類が利用できる「樹群」や「生垣」といった休止場所が分布していた可能性がある。あるいは鳥類の休止場所への移動距離が 50-60m 程度であり、その範囲に存在する樹木や生垣といった環境で「天然更新木」が確認された可能性もある。石田ら<sup>3)</sup>が報告しているシャリンバイとトウネズミモチの種子散布の推定距離の分布をみると、シャリンバイは種子親から 55-65m、トウネズミモチは種子親から 45-55m に最も多くの天然更新木が生育していることがわかる。このように樹種の違いや対象地の違いに関係なく、種子親から 50m 程度で天然更新の頻度が高いことから、鳥類の休止場所への移動距離がおよそこの範囲である可能性が高いと思われるものの、本研究の結果のみからその特定をすることは困難である。いずれにしても、種子親の近隣

に鳥類が利用できる休止場所を備えたエノキとムクノキの生育地を創出することがエノキとムクノキの更新にとって必要であるといえよう。

#### 4) エノキとムクノキの「天然更新木」の更新型にみる更新空間の条件

エノキとムクノキの「天然更新木」の多くは「鴨川公園」で確認され、次いで「住宅地」の「裏庭」に多く生育している傾向にあった。また、その更新型は「鴨川公園」では「単木」と「樹群」の割合が多く、「住宅地」では「生垣」の割合が多かった。また、「鴨川公園」と「住宅地」とともに「天然更新木」の多くが緩衝帯空間に生育していた。こうした樹木や生垣、緩衝帯空間に存在する柵といった植物及び人工構造物は、先にも述べたように小型鳥類の休息場所として機能するためエノキ、ムクノキの種子が散布されやすいだけでなく、「鴨川公園」で行われる下草刈りといった管理や「住宅地」での伐採から定着した稚樹が護られるものと考えられる。坂本<sup>13)</sup>は、市街地においてエノキとムクノキの小径木は主に神社、寺院、公園、学校、住宅地などの敷地の周縁に頻繁にみられ、そこには植栽木や柵などがあり、鳥が滞留する場としての条件が備わっていることを指摘している。また、こうした環境では被陰の程度も低く、粗放な土地管理状態であるために実生発生後の成長が保証されている可能性がある。本研究で確認されたエノキとムクノキの直径階と更新型との関係をみると、エノキは「単木」では直径階が大きくなるにつれてその割合が多くなり、「樹群」では直径階が大きくなるにつれてその割合がやや少なくなり、「生垣」は直径階が大きくなるにつれてその割合が少なくなる傾向を示した。このことからエノキでは緩衝帯空間に生育する「単木」や「樹群」は生残する傾向にあり、「生垣」は侵入あるいは定着できるものの成長の段階で障害があるものと考えられる。エノキは耐陰性が低いことから<sup>15)17)</sup>、「生垣」では庇陰されている可能性がある。「樹群」でも生残しにくい傾向にあることから樹木による庇陰の可能性が示唆される。また、「生垣」については生垣の管理に合わせて剪定を受けるために樹勢が衰え枯死するか進階できずに小径木として記録された可能性もある。一方、ムクノキでは「単木」は少なく、「樹群」と「生垣」が小径木と中径木で同程度の割合で確認された。このことからムクノキでは緩衝帯空間の「樹群」や「生垣」では生残する傾向にあり、「単木」は侵入あるいは定着の段階で障害があるものと考えられる。「単木」がみられず「樹群」と「生垣」で「天然更新木」が確認されたことからムクノキはエノキと比較するとある程度庇陰されるような環境において更新している可能性がある。

以上のことから、エノキとムクノキの天然更新のためには、鳥類が滞留する場であり、また人為の影響から護られやすい空間である必要があることが示唆され、本研究の対象地域では「鴨川公園」と「住宅地」の「裏庭」が隣接する緩衝帯空間がそれに該当し、そこにある樹木や生垣といった植物の直下や柵等の人工構造物の直下がその条件を満たしているものと考えられる。

#### (3) エノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態

以上で検討してきた 1986 年から 2016 年にかけての残存過程及び更新過程を経た結果、エノキとムクノキは大径木の個体数は増加あるいは維持しているが中径木の個体数は減少しており、その結果中径木以上の合計個体数は減少しているものと考えられる。特に、ムクノキはその個体数が大幅に減少してお

り、その個体群の維持に問題がある。一方、ケヤキは大径木の個体数は維持しており中径木も増加しているため、その結果中径木以上の合計個体数は増加している。また、1986年には対象3種の多くが「住宅地」に分布していたが、「住宅地」では市街地の開発と伐採によって減少しており、エノキとムクノキは「鴨川公園」における天然更新によって個体が補充され、ケヤキは「道路用地」における植栽によって個体が補充されたため、2016年にはエノキとムクノキは「鴨川公園」に、ケヤキは「道路用地」にその分布が偏っていた。

## 五. 総括

京都市左京区下鴨の住居地域では、1800 年代後半以降増減を繰り返しながらも維持されてきたエノキ、ムクノキ及びケヤキの孤立木と小規模な樹林の多くが住宅地で消失していることが明らかになった。その多くは市街地の開発によるものであったが、落葉・落枝の管理に対する苦労や周辺住民からの落葉・落枝に対する苦情を理由とした伐採によるものも含まれる可能性が示唆された。こうした伐採は生育地周辺の空間的な余裕と関連していた。また空間的な余裕がない生育地では、伐採されないまでも芯止めや樹形異常を伴う剪定といった強度の剪定がなされる事例も確認され、エノキ、ムクノキ及びケヤキの消失にはこうした落葉樹ならではの「迷惑性」が影響していることが示唆された。

一方その更新についてみると、エノキとムクノキは天然更新、ケヤキは植栽によって個体が補充されていることが明らかになった。エノキとムクノキの天然更新木は種子供給源から最大で 140m 散布されており、特にこの地域に特徴的な鴨川公園と住宅地の裏庭が隣接している緩衝帯空間で天然更新木の多くが確認された。また、エノキはムクノキと比較して先駆的な特性をもつことが樹林を対象とした先行研究と同様に示唆され、エノキの更新は緩衝帯空間の柵の直下といった庇陰されにくい空間において起っている傾向にあったのに対し、ムクノキは樹木の下や生垣の内部といった庇陰されるような空間において更新している傾向が示された。またケヤキは、街路樹として道路用地に中径木が植栽されていた。

これらの残存過程、更新過程を経て、エノキは微減、ムクノキは減少、ケヤキは増加していた。また 1985 年まではエノキ、ムクノキ及びケヤキの多くは住宅地に生育していたものの、その多くが消失し、かわってエノキとムクノキは天然更新によって鴨川公園の個体数が増加し、ケヤキは植栽によって道路用地の個体数が増加したため分布がこれらの土地利用に偏っている傾向にあった。

## 引用文献

- 1) Doody BJ・Sullivan JJ・Meurk CD・Stewart GH・Perkins HC (2010) Urban realities: the contribution of residential gardens to the conservation of urban forest remnants : Biodivers Conserv 19, 1385-1400
- 2) 星野義延 (1990) ケヤキの果実散布における風散布体としての結果枝: ランドスケープ研究 69(5), 529-532 : 日本生態学会誌 40(1), 35-41
- 3) 石田弘明・服部保・山戸美智子(1998) 都市林の生態学的研究 II. 三田市フラワータウンにおける緑化樹木の孤立二次林への侵入: 人と自然 9, 27-32
- 4) 唐沢孝一 (1978) 都市における果実食鳥の食性と種子散布に関する研究: 鳥 27(1), 1-20
- 5) 勝田 柁・森徳典・横山敏孝 (1998): 日本の樹木種子 広葉樹編: 林木育種協会, 410pp
- 6) 故選千代子・森本幸裕 (2002): 京都市街地における鳥被食散布植物の実生更新: ランドスケープ研究 65(5), 599-602.
- 7) 京都市 (2011): 街路樹のよくある質問: Q5 なぜ街路樹の枝を切るのですか? <<https://www.city.kyoto.lg.jp/kensetu/page/0000109978.html>>, 2019. 3. 16 参照
- 8) 京都府 (2015): 京都府レッドデータブック 2015: ホームページ <<http://www.pref.kyoto.jp/kankyo/rdb/eco/db/sys0038.html>>, 2018. 12. 1 参照
- 9) 大野啓一 (1979): 西日本における沖積低地の河畔林に関する群落学的考察: 横浜植生学会報告 16, 227-236
- 10) 坂本圭児・吉田博宣 (1986): 都市域におけるニレ科樹林(木)の残存とその形態: 造園雑誌 49(5), 131-136
- 11) 坂本圭児 (1987): 滋賀県愛知川河辺におけるニレ科樹林の構造: 緑化研究 9, 50-68
- 12) 坂本圭児 (1988): 都市域におけるニレ科樹林及び孤立木群の残存形態に関する研究: 緑化研究別冊 2, 1-129
- 13) 坂本圭児 (2009): エノキ・ムクノキ, 日本樹木誌編集委員会編, 日本樹木誌 I : 日本林業調査会, 161-180
- 14) Stewart GH・Ignatieva ME・Meurk CD・Earl RD (2004): The re-emergence of indigenous forest in an urban environment, Christchurch, New Zealand: Urban For Urban Green 2, 149-158
- 15) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2004): 糺の森におけるクスノキ及びニレ科 3 樹種の成長と動態: ランドスケープ研究 67(5), 499-502
- 16) Tabata K・Morimoto Y (2017): Regeneration Traits of *Celtis sinensis* Pers. and *Aphananthe aspera* (Thunb.) Planch. in a Created Urban Tree Plantation approximately 20 years after construction: J Environ Inform Sci 45(5), 1-8
- 17) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕 (2015): 都市域成熟林における林冠層優占種エノキ, ムクノキ,

ケヤキ, クスノキ実生の成長特性: ランドスケープ研究 78(5), 663-666

18) 徳江 義宏・大澤 啓志・今村 史子 (2011) : 都市域のエコロジカルネットワーク計画における動物の移動分散の距離に関する考察: 日本緑化工学会誌 37(1), 203-206

19) 吉田博宣・坂本圭児・河合健 (1988) : 都市域におけるニレ科残存木に対する住民の意識について: 造園雑誌 51(5), 228-233

20) Yoshikawa T・Masaki T・Isagi Y・Kikuzawa K (2012) : Interspecific and annual variation in pre - dispersal seed predation by a granivorous bird in two East Asian hackberries, *Celtis biondii* and *Celtis sinensis*: Plant Biology 14, 506-514

21) 吉野豊 (2003) : 15 年間のケヤキ種子生産量の変動と豊凶に関与する要因: 日本森林学会誌 85, 199-204



## 第四章 京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新特性の解明とその比較

### 一. 背景と目的

京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新に関する先行研究として、田端らによる都市域に比較的自然性の高い状態で残存している糺の森<sup>10)11)</sup>と、都市域に新たに造成された都市林である梅小路公園いのちの森<sup>12)13)</sup>における一連の研究が挙げられる。

3種はいずれも先駆的特性を有するが<sup>5)</sup>、田端らによる研究で、エノキは先駆的特性が強い傾向が示唆された<sup>8)13)</sup>。一方、ムクノキはエノキと比べると先駆的特性が弱い傾向が示された<sup>11)</sup>。また、実生は、ムクノキの方がエノキよりも生残しやすい傾向にあることが示された<sup>13)</sup>。Tabata and Morimoto<sup>13)</sup>では、同じ鳥散布種であるエノキとムクノキの間で新規加入速度や実生生存率に差が出る要因として、種子の重量と関連付けて考察を試みている。種子供給をみると、エノキはムクノキと比較してより広範囲に分布を拡大できる傾向が認められている<sup>10)12)</sup>。また、エノキとムクノキはその種子散布様式が異なり風散布種であるケヤキは一定条件以上の光環境下では周囲の種子親の密度が実生出現数の規定要因となっている可能性が示されている<sup>11)</sup>。また、3種の更新には開葉期の光条件が強く影響していることが示唆されている<sup>10)</sup>。

ただし、これらの知見は比較的大面積の樹林を対象として得られたものである。一方、その生育地が市街地に分散する孤立木や小規模な樹林を対象としたものはみられず、こうした環境におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの更新特性について明らかにし、その種による違いを明らかにすることは市街域のエノキ、ムクノキ及びケヤキの保全施策を検討するうえで重要である。

そこで本章では、エノキ、ムクノキ及びケヤキからなる小規模な樹林と孤立木が数種類の土地利用にわたって分布している市街域を対象にエノキ、ムクノキ及びケヤキの1985年以降の残存過程及び更新過程を把握するとともに、これら3種の更新特性の詳細な記述を行いそのモデルを作成し、大規模な樹林で認められたこれら3種の更新及び生残特性を参照しその樹種ごとの違いを検討することを目的とした。

## 二. 方法

### (1) 対象地域

対象地域は図4-1に示した面積約61haの地域であり、京都御苑や相国寺、鴨川に囲まれた市街地及び河川敷に整備された鴨川公園の一部を含む地域である。なお、図4-1の斜線部については、調査許可が得られなかったため対象地域から除外した。

この地域では1985年にエノキ、ムクノキ及びケヤキ（以下本文中では区別のない場合、対象3種とする）からなる小規模な樹林や孤立木が公有地、寺社境内や鴨川公園といった公園・緑地を中心に確認されている<sup>4)</sup>。小規模な樹林のなかには、梨木神社の神域に位置する樹林及び史跡である御土居跡の樹林が含まれており、この2つの樹林は原則として人の侵入を受けていないことから本研究では「保護林」として扱った（図4-1）。

この地域には、1800年代後半には、現在の京都御苑と鴨川公園の間にわたって大規模な樹林が存在したが、その後の市街地の開発によって1985年までに樹林の分断と縮小が進んだことが明らかになっており、1985年には対象3種からなる残存樹林が「保護林」や現在の鴨川公園と隣接する市街地において確認されている<sup>4)</sup>。



図4-1 対象地域

## (2) 踏査及び地図の作成

### 1) 市街地及び鴨川公園

踏査は、市街地の街路及び駐車場等の空地から確認できる空間と鴨川公園の全域を対象として行った。

1985 年の調査では、対象地域において胸高直径 10cm 以上の対象 3 種について、1/2500 都市計画基本図（1979 年発行）に生育地が記録され、その樹種と胸高直径が記録されている（図 4-2）<sup>4)</sup>。

2018 年に、1985 年の調査結果を参照して対象 3 種の残存状況を確認し、残存している場合は「残存木」として記録し、胸高直径及び樹高を記録した。また、残存していない場合は「消失木」として記録した。

1985 年の調査結果には記載されていない樹高 1.3m 以上の対象 3 種について、Google earth に生育地を記録し、その樹種、胸高直径及び樹高を記録した。なお、住宅地や生垣に覆われた植栽帯等の立ち入りが困難な生育地では樹高のみを計測した。樹高の計測にあたっては、TruPulse® 200 (Laser Technology, Inc.) を用いた。また、樹木の保護や生育を保障するために植え柵、支柱といった人工構造物が設置されている場合は「植栽木」として記録し、それ以外の場合は「天然更新木」として記録した。以上の情報に基づいて 1985 年と 2018 年の対象 3 種の分布地図を「残存木」、「植栽木」及び「天然更新木」を区別して作成した。

「天然更新木」については、その直上あるいは半径 1m 以内に存在するすべての植物及び人工構造物の記述を行った。植物は樹高 1.3m 未満の生垣、樹高 1.3m 以上の生垣、樹高 3m 未満の低木及び樹高 3m 以上の高木に分けて記述し、併せてその樹種を記録した。人工構造物は柵（材質は金属材、木材、竹材あるいは石材）、塀、建築物及び電線・電柱に分けて記述した。

### 2) 「保護林」

1985 年の調査では林内の胸高直径 10cm 以上の対象 3 種について、その樹種、胸高直径が記録されている<sup>4)</sup>。

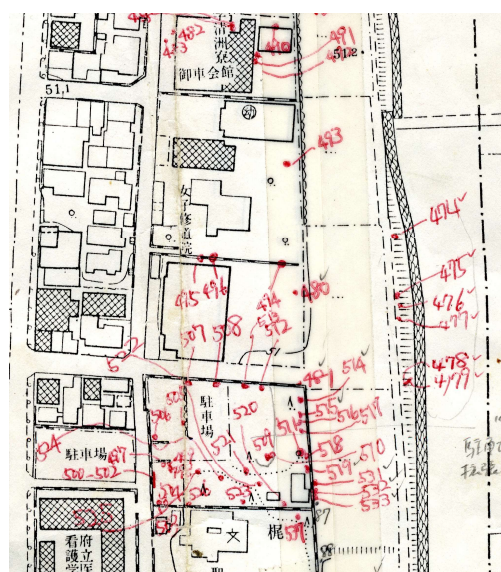


図 4-2 1985 年にエノキ、ムクノキ及びケヤキの位置を記録した 1/2500 都市計画基本図

2018年に樹高1.3m以上の対象3種について、樹種、胸高直径を記録し、併せて林内での分布地図を作成した。

### 3) 樹高曲線による胸高直径の推定

市街地で生育が確認された対象3種のうち胸高直径を計測できなかったものについて、樹高曲線を作成し胸高直径を推定した。市街地及び鴨川公園に生育しており樹高と胸高直径の計測ができた対象3種の実測値を対数変換し、最小二乗法による線形回帰を行い、種ごとに樹高曲線を作成した。樹高曲線の作成にあたっては、エノキ308個体、ムクノキ184個体及びケヤキ151個体の実測値を用いた。この樹高曲線を用いて胸高直径を計測できなかったエノキ40個体、ムクノキ22個体及びケヤキ34個体の胸高直径を推定した。

### (3) 生育地の分類

1985年と2018年に生育が確認された市街地及び鴨川公園のすべての対象3種の生育地について、1985年の土地利用は宅地利用動向調査による1985年の細密数値情報(10mメッシュ土地利用)を、2018年の土地利用は2008年の数値地図5000(土地利用)をそれぞれ参照して、「空地」、「公園・緑地等」、「公有地」、「住宅地」、「商業・業務用地」及び「道路用地」(細密数値情報では「その他の公共公益施設用地」と記載)の6分類で土地利用を記録した。ただし、2018年の分類については、踏査の記録から明らかに土地利用が異なる場合は上述の分類に従って記録し直した。なお、「公園・緑地等」についてはさらに「神社」と「寺院」を区別し、それ以外を「公園等」として記録した(図4-3)。

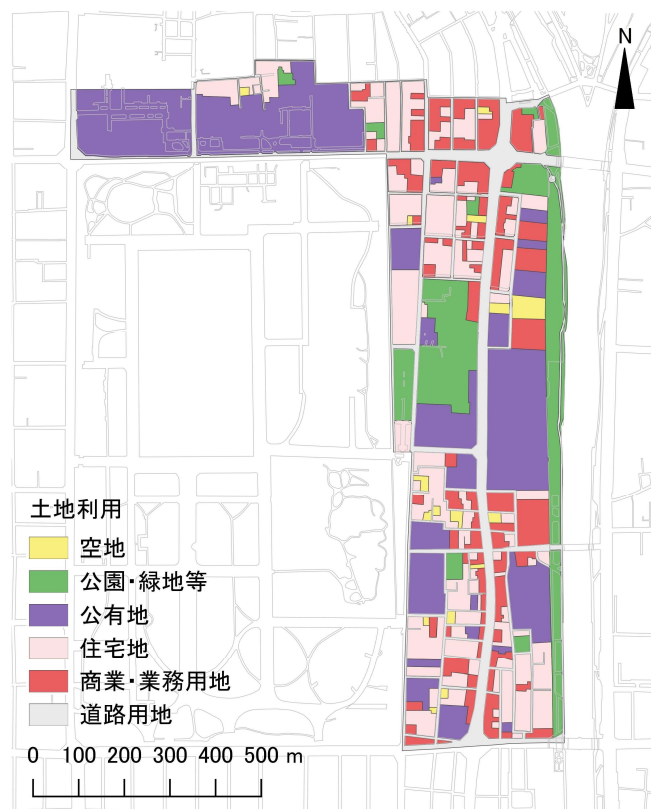


図4-3 対象地域における土地利用の分布

#### (4) 残存過程及び更新過程の記述

##### 1) 市街地及び鴨川公園

1985年に生育していた対象3種について、種、直径階及び土地利用とその残存状況との関係性について分割表を作成し評価した。また、それぞれ残存率を算出した。関係性の評価にあたっては、SPSS Statistics ver. 23 (日本IBM) を用いて  $\chi^2$  検定を行い、残差分析によって期待度数との有意差を検討した。このとき、分割表の期待度数が5以下の割合が20%以上の場合、 $\chi^2$  検定の代わりにFisherの正確率検定を行った。

また1985年と2018年の対象3種の直径階分布図を生育地の土地利用ごとに「残存木」と「消失木」を区別して作成した。ただし、「残存木」の生育地の1985年と2018年の土地利用をみると、エノキでは「公園等」に位置していた1箇所は「空地」に、「公有地」に位置していた2箇所は「住宅地」に、3箇所は「商業・業務用地」に変化しており、ムクノキでは「公園等」に位置していた2箇所は「空地」に、「公有地」に位置していた4箇所は「住宅地」に、8箇所は「商業・業務用地」に変化しており、ケヤキでは「公有地」に位置していた2箇所は「商業・業務用地」に変化していたため、1985年は変化前の土地利用、2018年は変化後の土地利用に基づいてそれぞれ集計した。直径階分布図の作成にあたっては、胸高直径20cm未満については5cm、胸高直径20cm以上については20cmごとに階級を区分した。

##### 2) 「保護林」

1985年及び2018年の対象3種の直径階分布図を作成し、その比較を行った。直径階分布図の作成にあたっては、胸高直径20cm未満については5cm、胸高直径20cm以上については20cmごとに階級を区分した。

#### (5) 更新ポテンシャルの評価モデル作成

「天然更新木」が主要な更新様式であった種を対象として以下の手順に従い QGIS2.18.4 Las Palmas (以下、QGIS とする) 及び R version 3.3.3 (以下、R とする) を用いて更新ポテンシャルの評価モデルを種ごとに作成した。なお2018年に市街地及び鴨川公園で生育が確認された「天然更新木」及び「保護林」で生育が確認された対象3種のうち胸高直径10cm未満のものを「更新木」としてモデル推定を行った。更新ポテンシャルの評価モデルにはゼロ切断モデルを用いた。ゼロ切断モデルは、ロジスティック回帰モデルとゼロ切断ポアソン回帰モデルを組み合わせたものであり、前者で事象が起こる確率の比率を、後方で起こる事象の平均回数を推定し、その乗数を予測値とするもので、稀に起る現象の説明に適したモデルである。また、モデル作成にあたっては「更新木」から種子親あるいは京都御苑までの最短距離について、実測値の頻度分布図を作成した。

モデルの作成手順は以下のとおりである。

1. 対象地域を包含する10mメッシュデータを作成した。
2. 京都市建設局みどり政策推進室提供の緑被ポリゴンデータ及びQGISのQuickMapServices pluginを用いて表示したGoogle公開の衛星写真を参照して対象地域の緑被分布図を作成し、10mメッシュごとに緑被率を算出した(図4-4)。

3. 電子国土基本図の建築物のポリゴンデータに基づいて 10m メッシュごとに建蔽率を算出した (図 4-5)。
4. 2018 年に対象地域で生育が確認された対象樹木のうち胸高直径 20cm 以上の個体を潜在的な種子親と仮定し, 10m メッシュの中心から最も近くに生育する種子親までの距離を種ごとに算出した (図 4-6)。
5. 10m メッシュの中心から対象 3 種の大規模な生育地である京都御苑の林縁までの最短距離を算出した。
6. 10m メッシュごとに「更新木」の個体数を算出した。
7. 「更新木」の個体数を目的変数, 緑被率, 建蔽率, 種子親までの最短距離及び京都御苑までの最短距離を説明変数とする更新ポテンシャルの評価モデルを作成するため, 統計解析ソフト R のパッケージ psc1 の hurdle 関数を用いてゼロ切断モデルの係数を最尤推定法に基づいて推定した。

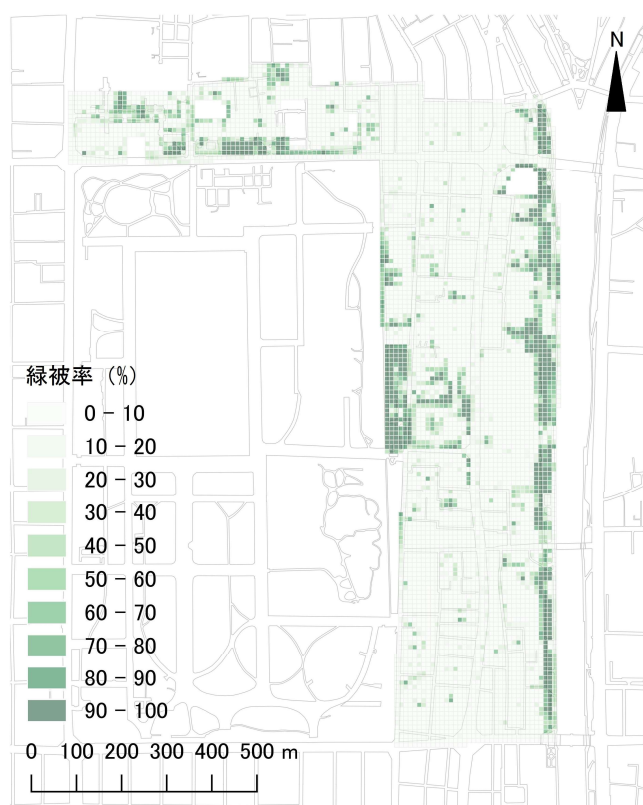


図 4-4 対象地域における緑被率 10m メッシュデータ



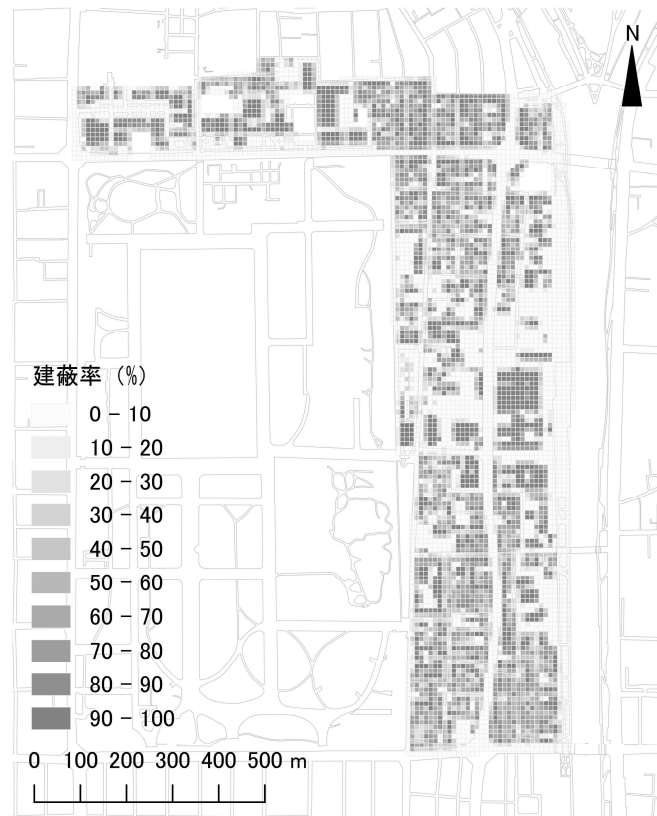


図 4 - 5 対象地域における建蔽率の 10m メッシュデータ

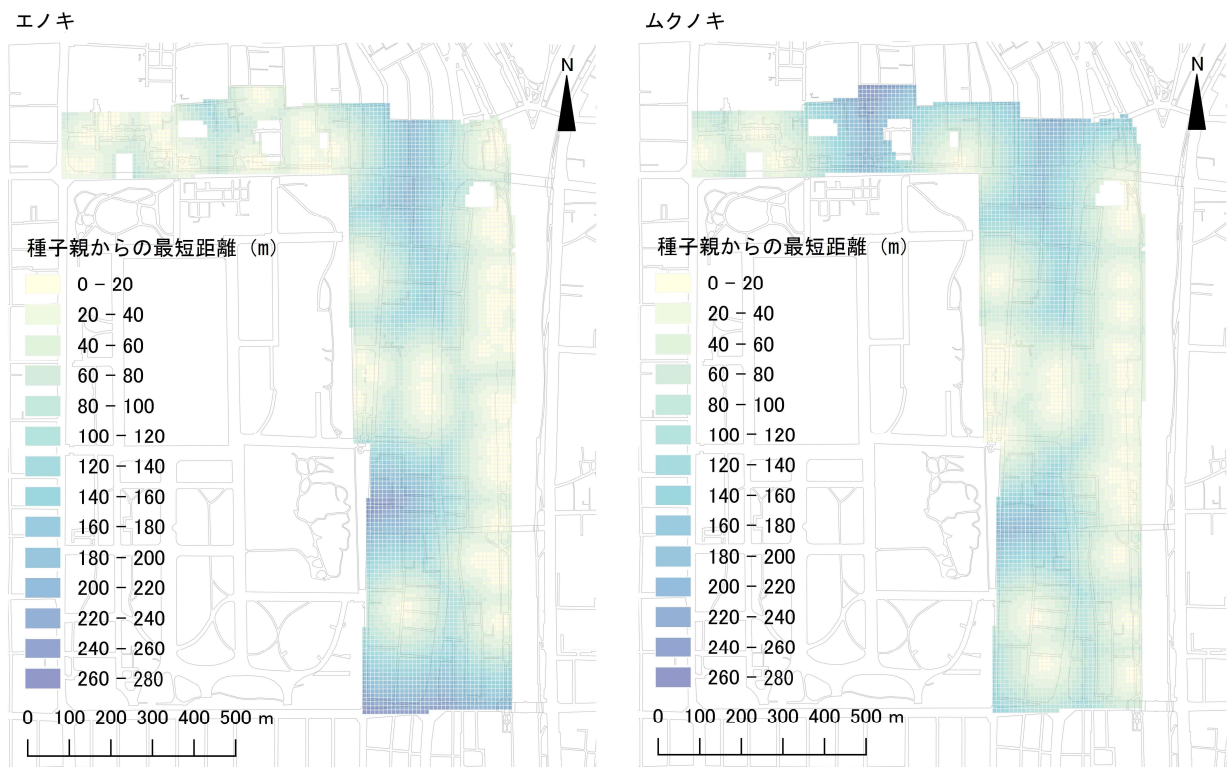


図 4 - 6 対象地域における種子親からの距離の 10m メッシュデータ

## （６）更新空間の植物と人工構造物に関する集計

「天然更新木」が確認された生育地において記録した植物及び人工構造物について、種ごとに植物のみが確認された生育地、人工構造物のみが確認された生育地、その両方が確認された生育地、植物及び人工構造物が確認されなかった生育地の数を集計した。また、胸高直径 10cm 未満と 10cm 以上の「天然更新木」に分けて、確認された植物及び人工構造物の集計を重複ありで行った。

次に、土地利用ごとに「天然更新木」の生育地で確認された植物及び人工構造物の集計を重複ありで行った。

確認された植物について、種ごとにその種子散布様式を記述し、それに基づいて分類及び集計を行った。また個体数の多い傾向にあった鳥散布樹種については、鳥が果実を食べ始める時期及びエノキとムクノキの種子散布者である鳥類の採食対象であるかどうかを確認し記録した。種子散布様式の記述には、「野鳥と木の実ハンドブック」<sup>1)</sup>を参照し、鳥散布樹種の詳細の記述には、「原色牧野大図鑑」<sup>2)3)</sup>を参照した。

ただし以上の集計を行うにあたっては、胸高直径 60cm 以上の「天然更新木」は 1985 年に確認できなかった「残存木」の可能性があるので除外した。



### 三. 結果

#### (1) 市街地及び鴨川公園におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態

##### 1) 胸高直径の推定に用いた樹高曲線

市街地及び鴨川公園に生育しており樹高と胸高直径の計測ができた対象 3 種の実測値をもとに作成した樹高を  $H$ 、胸高直径を  $D$  とする樹高曲線は以下の数式で表された。

エノキ

$$\log H = 0.428 \log D + 0.3662 \quad R^2 = 0.912$$

ムクノキ

$$\log H = 0.464 \log D + 0.3812 \quad R^2 = 0.909$$

ケヤキ

$$\log H = 0.4237 \log D + 0.3949 \quad R^2 = 0.926$$

##### 2) 個体群動態

図 4-7 及び図 4-8 に 1985 年と 2018 年の対象 3 種の直径階分布をそれぞれ「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。

種ごとに残存率をみると、エノキは 47.3%、ムクノキは 45.7%、ケヤキは 43.4%であり、 $\chi^2$ 検定の結果、種と残存状況とのあいだに有意な関係性は認められなかった ( $p = 0.96$ )。

胸高直径 20cm 以上の対象 3 種について直径階ごとに残存率をみると、胸高直径 20-40cm は 42.9%、胸高直径 40-60cm は 48.9%、胸高直径 60-80cm は 37.1%、胸高直径 80cm 以上は 56.1%であり、 $\chi^2$ 検定の結果、種と残存状況とのあいだに有意な関係性は認められなかった ( $p = 0.37$ )。

10 個体以上が生育していた土地利用についてその残存率をみると、「公有地」は 51.9%、「公園等」は 45.2%、「神社」は 21.1%となっており、「神社」で低い傾向にあったがこれは梨木神社における集合住宅の建設によるものであった。Fisher の正確確率検定の結果、土地利用と残存状況との間に有意な関係性が認められ ( $p < 0.05$ )、残差分析の結果、「残存木」が「神社」で少ない傾向にあった ( $p < 0.05$ )。

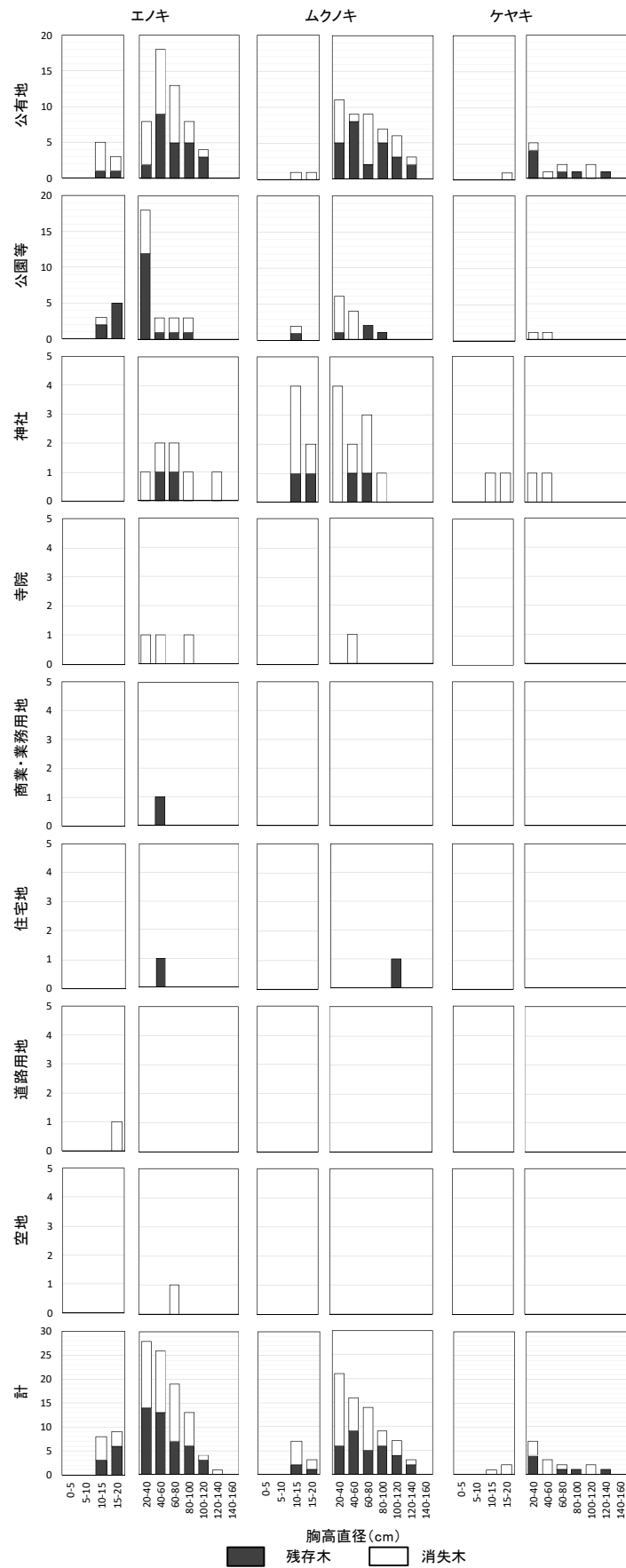


図 4-7 市街地及び鴨川公園における 1985 年のエノキ，ムクノキ及びケヤキの直径階分布

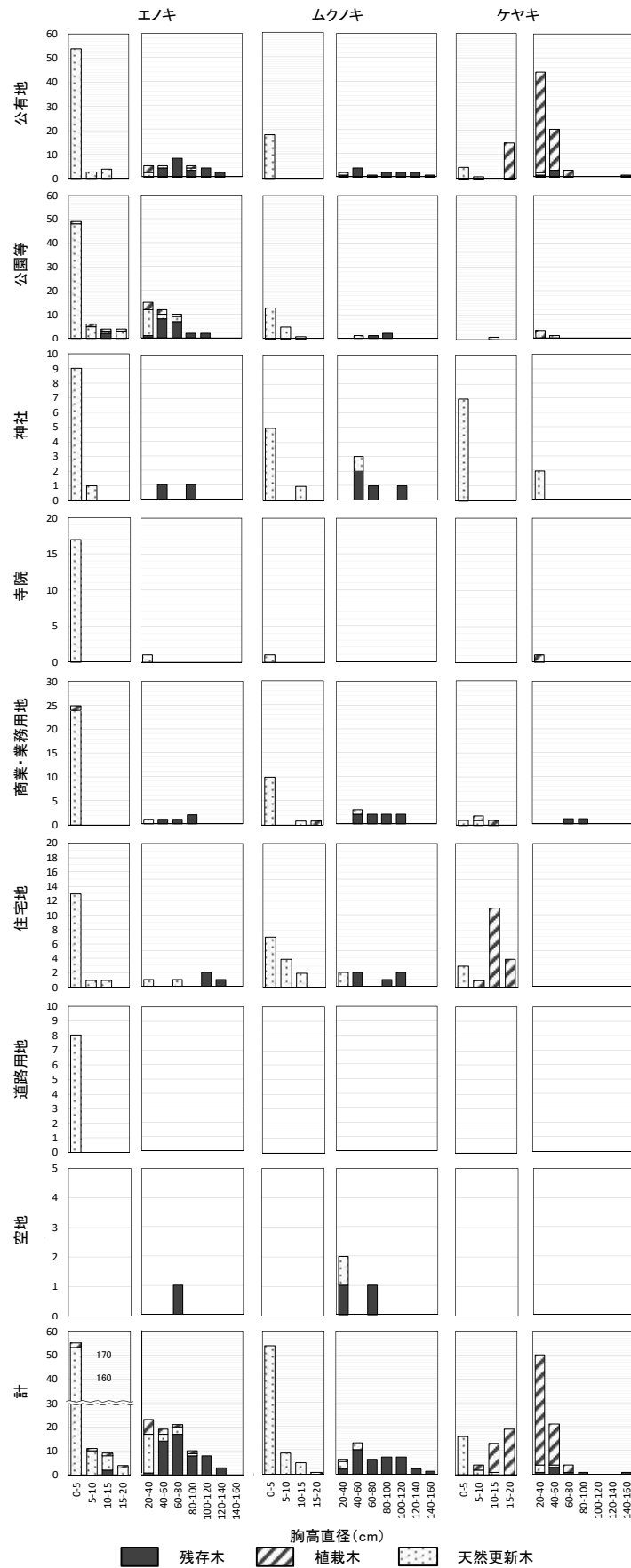


図 4－8 市街地及び鴨川公園における 2018 年のエノキ，ムクノキ及びケヤキの直径階分布

#### a. エノキの個体群動態

図4-9に1985年と2018年のエノキの分布を「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。

1985年には胸高直径10cm以上のエノキは108個体確認され、そのうち胸高直径20cm以上が91個体であった。胸高直径20cm以上の個体について詳細にみると、胸高直径20-40cmが28個体、胸高直径40-60cmが26個体、胸高直径60-80cmが19個体、胸高直径80cm以上が18個体であった。土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で54.6%、「公園等」で32.4%の個体が確認された。また、「公有地」には胸高直径40cm以上の個体が多く、「公園」には胸高直径40cm未満の個体が多い傾向にあった。

「残存木」についてみると、胸高直径10cm以上のエノキのうち52個体が残存しており、そのうち胸高直径20cm以上が43個体であった。胸高直径20cm以上の個体について詳細にみると、胸高直径20-40cmが14個体、胸高直径40-60cmが13個体、胸高直径60-80cmが7個体、胸高直径80cm以上が9個体であった。すべての「消失木」に占める土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で58.9%、「公園等」で23.2%であり、「公有地」での対象3種の消失が顕著であった。2018年までに「残存木」の成長が確認され、胸高直径20cm以上に成長していたのは51個体となっており、詳細にみると胸高直径20-40cmが1個体、胸高直径40-60cmが14個体、胸高直径60-80cmが17個体、胸高直径80cm以上が19個体となっていた。

2018年に確認された「天然更新木」についてみると、胸高直径10cm以上のエノキは32個体確認され、そのうち胸高直径20cm以上が23個体であった。胸高直径20cm以上の個体について詳細にみると、胸高直径20-40cmが16個体、胸高直径40-60cmが3個体、胸高直径60-80cmが3個体、胸高直径80cm以上が1個体であった。また、胸高直径10cm未満のエノキは183個体確認され、そのうち173個体が胸高直径5cm未満であった。胸高直径10cm以上の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公園等」で59.4%、「公有地」で25.0%の個体が確認された。また、「公園等」には胸高直径40cm以上の個体が多い傾向にあった。その他にも「住宅地」で9.4%の個体が確認された。胸高直径10cm未満の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で31.1%、「公園等」で29.0%の個体が確認された。その他にも「商業・業務用地」で13.1%、「寺院」で9.3%、「住宅地」で7.7%、「神社」で5.5%の個体が確認された。

2018年に確認された「植栽木」についてみると、胸高直径10cm以上のエノキは12個体確認され、そのうち胸高直径20cm以上が10個体であった。胸高直径20cm以上の個体について詳細にみると、胸高直径20-40cmが6個体、胸高直径40-60cmが2個体、胸高直径60-80cmが1個体、胸高直径80cm以上が1個体であった。また、胸高直径10cm未満のエノキは3個体と少なかった。胸高直径10cm以上の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公園等」で66.7%、「公有地」で33.3%の個体が確認された。

以上の残存及び更新過程を経て、2018年には胸高直径10cm以上のエノキは96個体となっており、そのうち胸高直径20cm以上が83個体となっていた。胸高直径20cm以上の個体について詳細にみると、胸高直径20-40cmが23個体、胸高直径40-60cmが19個体、胸高直径60-80cmが21個体、胸高直径80cm以上が20個体であった。また、胸高直径10cm未満のエノキは186個体であり、そのうち175個体が胸高直径5cm未満であった。胸高直径10cm以上の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公園等」で50.0%、「公有地」で34.4%の個体が確認された。「公有地」には胸高直径80cm以上の個体が多い傾向にあった。その他に「住宅地」で6.3%、「商業・業務用地」で5.2%の個体が確認され、1985年の分布と比較して、市街地的な土地利用にも多く生育している傾向にあった。

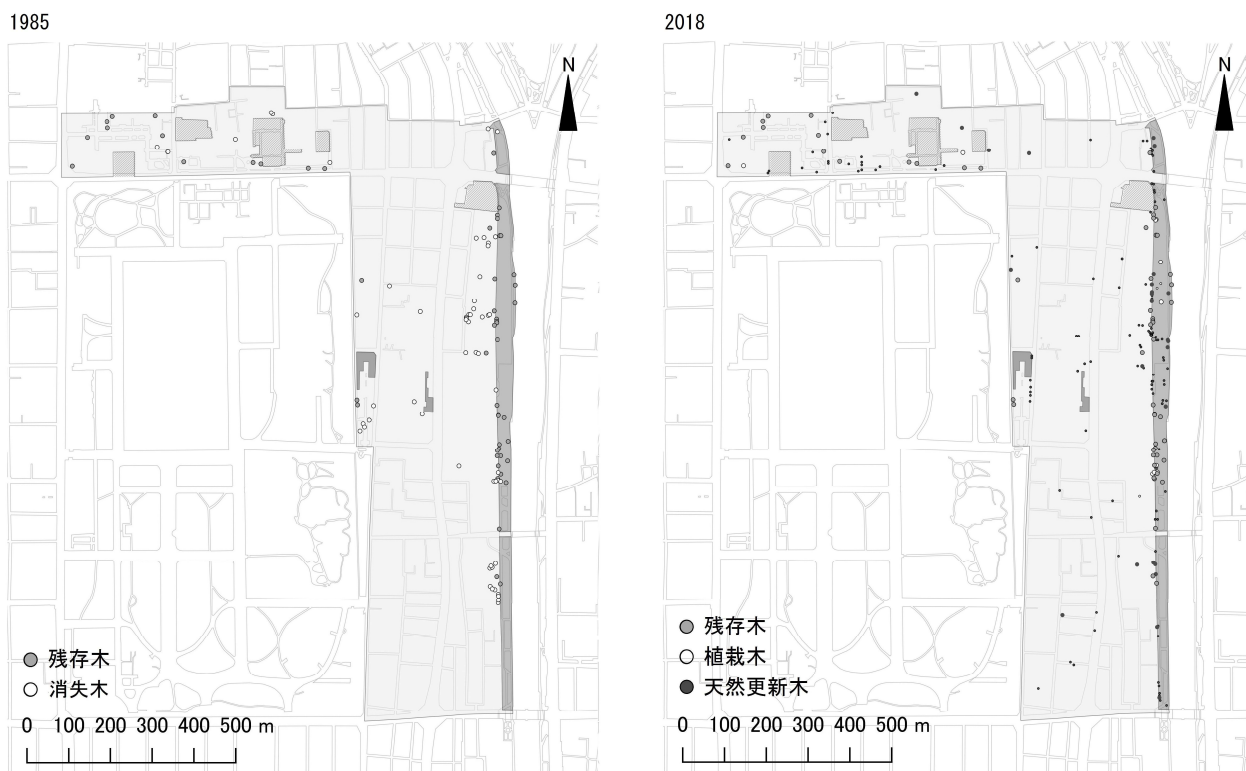


図 4－9 市街地及び鴨川公園における 1985 年と 2018 年のエノキの分布

点の大きさは胸高直径の違いを示し、大きい点は胸高直径 10cm 以上の個体の位置を示し、2018 年の小さい点は胸高直径 10cm 未満の個体の位置を示す。

#### b. ムクノキの個体群動態

図 4－10 に 1985 年と 2018 年のムクノキの分布を「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」を区別して示した。

1985 年には胸高直径 10cm 以上のムクノキは 80 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 70 個体であった。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 21 個体、胸高直径 40-60cm が 16 個体、胸高直径 60-80cm が 14 個体、胸高直径 80cm 以上が 19 個体であった。土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 58.8%の個体が確認された。その他にも「神社」で 20.0%、「公園等」で 18.8%の個体が確認された。

「残存木」についてみると、胸高直径 10cm 以上のムクノキのうち 35 個体が残存しており、そのうち胸高直径 20cm 以上が 32 個体であった。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 6 個体、胸高直径 40-60cm が 9 個体、胸高直径 60-80cm が 5 個体、胸高直径 80cm 以上が 12 個体であった。すべての「消失木」に占める土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 48.9%、「神社」で 26.7%、「公園等」で 22.2%であり、「公有地」での対象 3 種の消失が顕著であった。2018 年までに「残存木」の成長が確認され、すべての個体が胸高直径 20cm 以上に成長しており、詳細にみると胸高直径 20-40cm が 2 個体、胸高直径 40-60cm が 10 個体、胸高直径 60-80cm が 6 個体、胸高直径 80cm 以上が 17 個体となっていた。

2018 年に確認された「天然更新木」についてみると、胸高直径 10cm 以上のムクノキは 11 個体確認さ

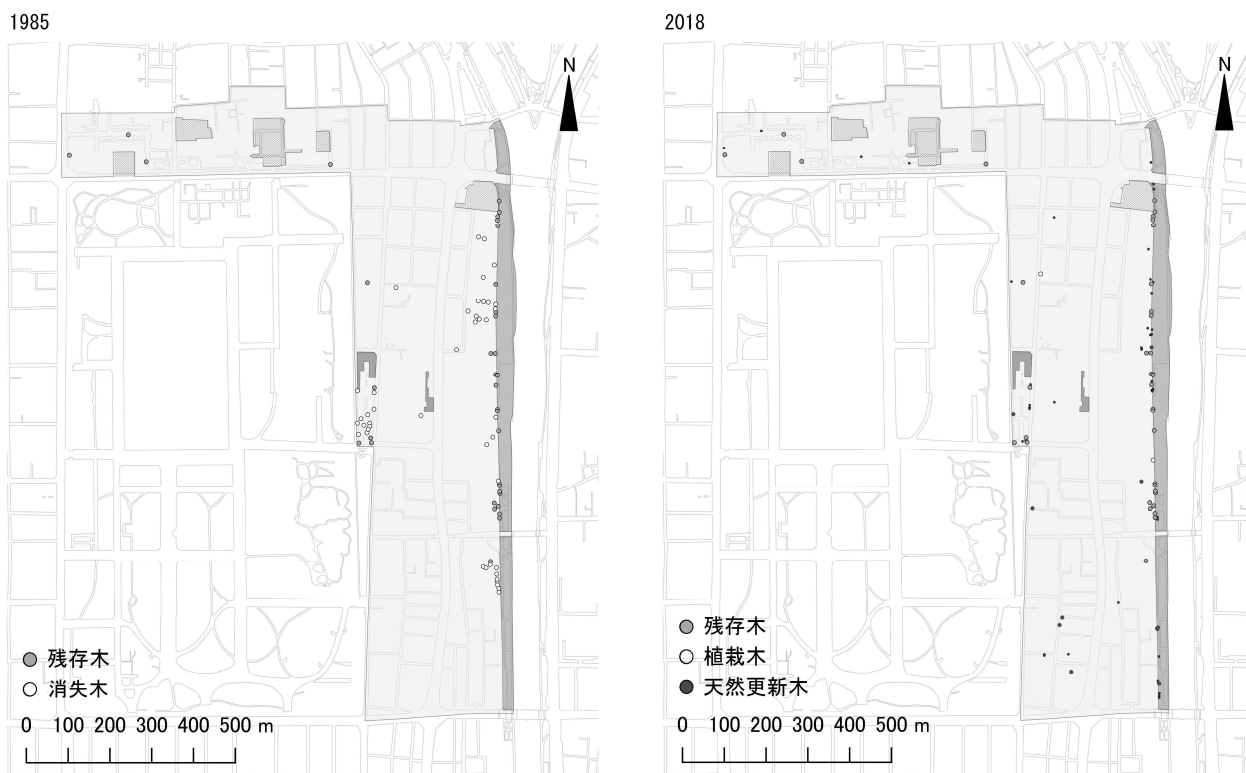


図 4－10 市街地及び鴨川公園における 1985 年と 2018 年のムクノキの分布

点の大きさは胸高直径の違いを示し、大きい点は胸高直径 10cm 以上の個体の位置を示し、2018 年の小さい点は胸高直径 10cm 未満の個体の位置を示す。

れ、そのうち胸高直径 20cm 以上が 6 個体であった。また、胸高直径 10cm 未満のムクノキは 63 個体確認され、そのうち 54 個体が胸高直径 5cm 未満であった。胸高直径 10cm 以上の個体について土地利用ごとにみると、「住宅地」で 36.4%の個体が確認された。その他にも、「神社」、「公園等」及び「商業・業務用地」でそれぞれ 18.2%、「空地」で 9.1%の個体が確認された。胸高直径 10cm 未満の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公有地」と「公園等」で 28.6%の個体が確認された。その他にも「住宅地」で 17.5%、「商業・業務用地」で 15.9%、「神社」で 7.9%の個体が確認された。

2018 年に確認された「植栽木」についてみると、2 個体と少なかった。

以上の残存及び更新過程を経て、2018 年には胸高直径 10cm 以上のムクノキは 48 個体となっており、そのうち胸高直径 20cm 以上が 42 個体となっていた。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 6 個体、胸高直径 40-60cm が 13 個体、胸高直径 60-80cm が 6 個体、胸高直径 80cm 以上が 17 個体であった。また、胸高直径 10cm 未満のムクノキは 63 個体であり、そのうち 54 個体が胸高直径 5cm 未満であった。胸高直径 10cm 以上の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 29.2%、「商業・業務用地」で 22.9%の個体が確認された。その他にも「住宅地」で 18.8%、「神社」で 12.5%、「公園等」で 28.6%、「空地」で 6.3%の個体が確認され、1985 年の分布と比較して、市街地的な土地利用にも多く生育している傾向にあった。

#### c. ケヤキの個体群動態

図 4－11 に 1985 年と 2018 年のケヤキの分布を「残存木」、「消失木」、「天然更新木」及び「植栽木」

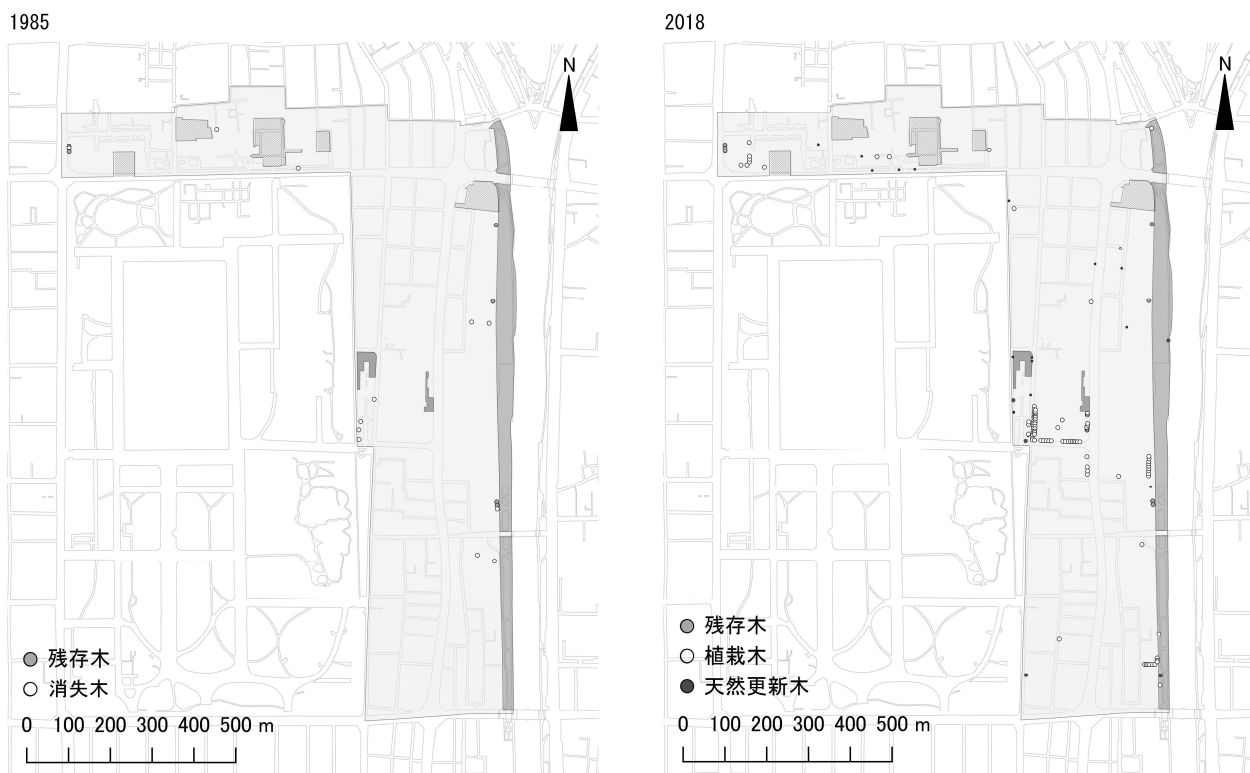


図 4－11 市街地及び鴨川公園における 1985 年と 2018 年のケヤキの分布

点の大きさは胸高直径の違いを示し、大きい点は胸高直径 10cm 以上の個体の位置を示し、2018 年の小さい点は胸高直径 10cm 未満の個体の位置を示す。

を区別して示した。

1985 年には胸高直径 10cm 以上のケヤキは 19 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 16 個体であった。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 7 個体、胸高直径 40-60cm が 3 個体、胸高直径 60-80cm が 2 個体、胸高直径 80cm 以上が 4 個体であった。土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 68.4%の個体が確認された。その他にも「神社」で 21.1%、「公園等」で 10.5%の個体が確認された。

「残存木」についてみると、胸高直径 10cm 以上のケヤキのうち 7 個体が残存しており、そのすべてが胸高直径 20cm 以上であり、その個体数は少なかった。すべての「消失木」に占める土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 50.0%、「神社」で 33.3%、「公園等」で 16.7%と「公有地」での対象 3 種の消失が顕著であった。ただし、「神社」と「公園等」ではすべての個体が消失していた。2018 年までに「残存木」の成長が確認された。

2018 年に確認された「天然更新木」についてみると、胸高直径 10cm 以上のケヤキは 5 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 4 個体であった。また、胸高直径 10cm 未満のケヤキは 18 個体確認され、そのうち 16 個体が胸高直径 5cm 未満であった。胸高直径 10cm 未満の個体について土地利用ごとの割合をみると、「神社」で 38.9%、「公園等」で 33.3%の個体が確認された。その他にも「住宅地」で 16.7%、「商業・業務用地」で 11.1%の個体が確認された。

2018 年に確認された「植栽木」についてみると、胸高直径 10cm 以上のケヤキは 97 個体確認され、そ

のうち胸高直径 20cm 以上が 66 個体であった。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 46 個体、胸高直径 40-60cm が 17 個体、胸高直径 60-80cm が 3 個体であった。また、胸高直径 10cm 未満のケヤキは 2 個体と少なかった。胸高直径 10cm 以上の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 79.4%の個体が確認された。その他に「住宅地」で 15.5%の個体が確認された。

以上の残存及び更新過程を経て、2018 年には胸高直径 10cm 以上のケヤキは 109 個体となっており、そのうち胸高直径 20cm 以上が 77 個体となっていた。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 50 個体、胸高直径 40-60cm が 21 個体、胸高直径 60-80cm が 4 個体、胸高直径 80cm 以上が 2 個体であった。また、胸高直径 10cm 未満のケヤキは 20 個体であり、そのうち 16 個体が胸高直径 5cm 未満であった。胸高直径 10cm 以上の個体について土地利用ごとの割合をみると、「公有地」で 76.1%、「住宅地」で 13.8%の個体が確認された。

## (2)「保護林」におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの個体群動態

図 4-12 に 1985 年と 2018 年の「保護林」に生育していた対象 3 種の直径階分布を示した。

### 1) エノキの個体群動態と分布傾向

1985 年には胸高直径 10cm 以上のエノキは 8 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 6 個体であり、その個体数は少なかった。2018 年には胸高直径 10cm 以上のエノキは 11 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 6 個体であり、1985 年から顕著な変化は認められなかった。また胸高直径 10cm 未満のエノキは 53 個体確認され、そのすべてが胸高直径 5cm 未満であった。

2018 年に梨木神社では胸高直径 10cm 以上のエノキは 3 個体と少なく、個体密度は 0.13 個体/100m<sup>2</sup>であった(図 4-13)。また、胸高直径 10cm 未満のエノキは 41 個体であった。個体の分布をみると、梨

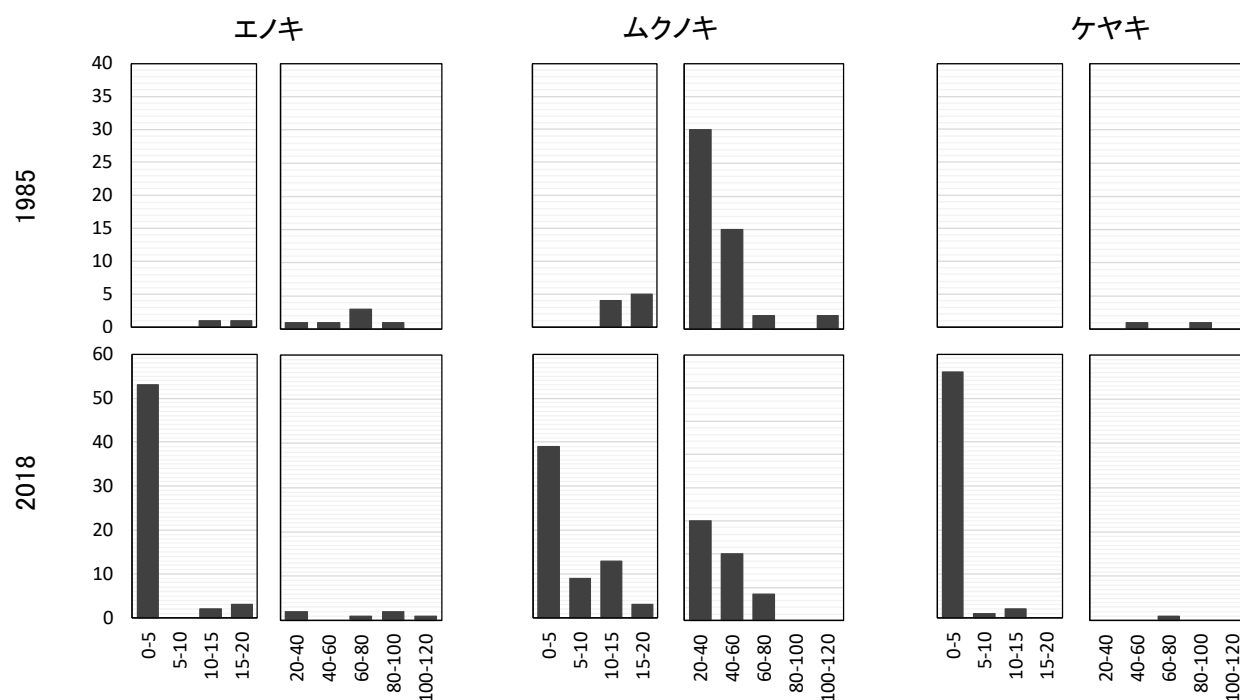


図 4-12 「保護林」における 1985 年と 2018 年のエノキ、ムクノキ及びケヤキの直径階分布

1985 年の踏査の対象は胸高直径 10cm 以上のエノキ、ムクノキ及びケヤキであった。





図 4 - 1 3 「保護林」における 2018 年のエノキの分布

点の大きさは胸高直径の違いを示し、大きい点は胸高直径 10cm 以上の個体の位置を示し、小さい点は胸高直径 10cm 未満の個体の位置を示す。

木神社では集中的に分布している傾向にあった。御土居跡では胸高直径 10cm 以上のエノキは 8 個体確認され、個体密度は 0.35 個体/100m<sup>2</sup>であった。また、胸高直径 10cm 未満のエノキは 12 個体であった。個体の分布をみると、分散的に分布している傾向にあった。御土居跡では梨木神社と比較して胸高直径 10cm 以上のエノキの個体密度が高い傾向が示された。

## 2) ムクノキの個体群動態と分布傾向

1985 年には胸高直径 10cm 以上のムクノキは 58 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 49 個体であった。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると、胸高直径 20-40cm が 30 個体と最も多く、次いで胸高直径 40-60cm が 15 個体であった。2018 年には胸高直径 10cm 以上のムクノキは 45 個体確認され、そのうち胸高直径 20cm 以上が 29 個体であり、1985 年と比較して胸高直径 20cm 以上の個体数が減少し、胸高直径 20cm 未満の個体数が増加していた。胸高直径 20cm 以上の個体について詳細にみると胸高直径 20-40cm の個体数が 15 個体と最も多く、次いで胸高直径 40-60cm が 10 個体であった。また胸高直径 10cm 未満のムクノキは 48 個体確認され、そのうち 39 個体が胸高直径 5cm 未満であった。

2018 年には梨木神社では胸高直径 10cm 以上のムクノキは 21 個体確認され、個体密度は 0.93 個体/100m<sup>2</sup>



図 4－1 4 「保護林」における 2018 年のムクノキの分布

点の大きさは胸高直径の違いを示し、大きい点は胸高直径 10cm 以上の個体の位置を示し、小さい点は胸高直径 10cm 未満の個体の位置を示す。

であった（図 4－1 4）。また、胸高直径 10cm 未満のムクノキは 7 個体であった。個体の分布をみると、分散的に分布している傾向にあった。御土居跡では胸高直径 10cm 以上のムクノキは 24 個体確認され、個体密度は 2.45 個体/100m<sup>2</sup>であった。また、胸高直径 10cm 未満のムクノキは 41 個体であった。個体の分布をみると、集中的に分布している傾向にあり、特に胸高直径 10cm 未満の個体でその傾向が強かった。御土居跡では梨木神社と比較して胸高直径 10cm 以上のムクノキの個体密度が高い傾向が示された。

### 3) ケヤキの個体群動態と分布傾向

1985 年には胸高直径 10cm 以上のケヤキは 2 個体確認され、そのすべてが胸高直径 20cm 以上であり、その個体数は少なかった。2018 年には胸高直径 10cm 以上のケヤキは 3 個体確認され、胸高直径 20cm 以上が 1 個体、胸高直径 20cm 未満が 2 個体であり、1985 年から顕著な変化は認められなかった。また胸高直径 10cm 未満のケヤキは 57 個体確認され、そのうち 56 個体が胸高直径 5cm 未満であった。

2018 年にケヤキは御土居跡では確認されず、すべての個体が梨木神社に分布しており、胸高直径 10cm 以上のケヤキの個体密度は 0.13 個体/100m<sup>2</sup>であった。個体の分布をみると、集中的に分布している傾向にあった（図 4－1 5）。

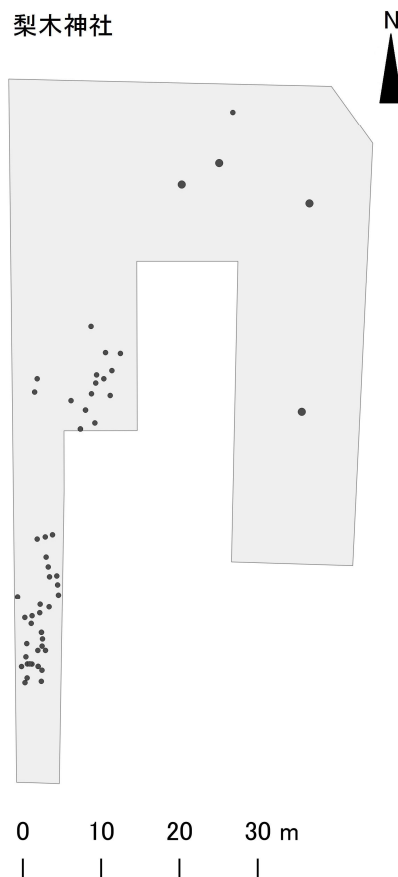


図 4－1 5 「保護林」における 2018 年のケヤキの分布

点の大きさは胸高直径の違いを示し、大きい点は胸高直径 10cm 以上の個体の位置を示し、小さい点は胸高直径 10cm 未満の個体の位置を示す。

### (3) エノキとムクノキの天然更新木の更新特性

#### 1) エノキとムクノキの「更新木」と種子親あるいは京都御苑との最短距離

図 4－1 6 に対象 3 種の「更新木」から最も近くに生育する種子親までの距離あるいは「更新木」から京都御苑までの最短距離の頻度分布を示す。

エノキでは「更新木」は京都御苑の近隣ではなく、種子親の近隣に生育している傾向があった。「更新木」は最長で種子親から 180-190m で確認されたものの、その頻度は 90m 以上では少なく、多くは 90m 未満で確認された。また頻度分布の山は 10-20m にみられ、60m 未満では高い頻度で「更新木」が認められた。

ムクノキでも「更新木」は京都御苑の近隣ではなく、種子親の近隣に生育している傾向があった。「更新木」は最長で種子親及び京都御苑から 110-120m で確認されたものの、その頻度は 70m 以上では少なく、多くは 70m 未満で確認された。また頻度分布の山は 0-10m にみられ、20m 以上ではその頻度が低い傾向にあった。

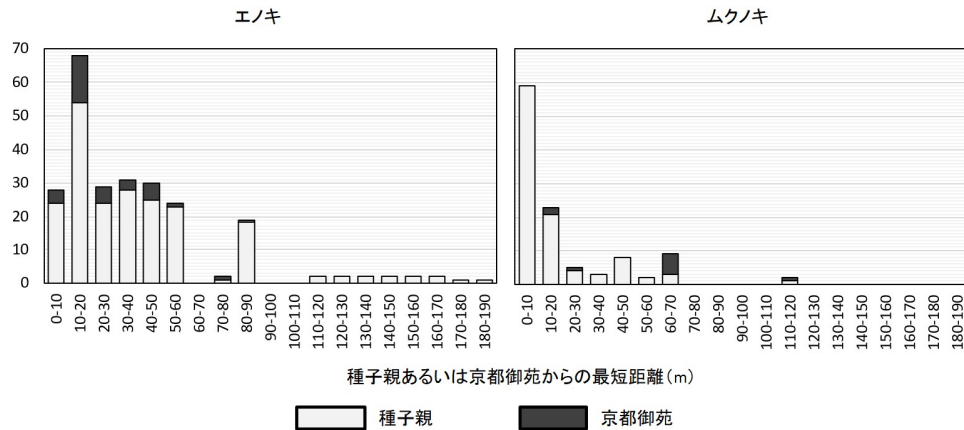


図 4-16 エノキ、ムクノキ及びケヤキの「天然更新木」と種子供給源候補間の最短距離の頻度分布

## 2) エノキ、ムクノキの更新ポテンシャルの評価モデル

表 4-1, 4-2 にエノキ、ムクノキの更新ポテンシャルの評価モデルの推定結果を示す。

エノキの推定結果をみると、天然更新の起こる確率についてのロジスティック回帰モデルは、緑被率と種子親までの距離が統計的に有意な影響を与えることが示され、10m メッシュ内の緑被率が高く、10m メッシュが種子親に近いほど天然更新が起こる確率が高い傾向にあることが示された。また、京都御苑までの距離は統計的に有意な影響を与えないが、 $p < 0.1$  と有意傾向を示した。天然更新の回数についてのゼロ切断ポアソン回帰モデルは、緑被率と京都御苑までの距離が統計的に有意な影響を与えることが示され、10m メッシュ内の緑被率が高く、京都御苑に近いほど天然更新の回数が多い傾向にあることが示された。また、建蔽率は統計的に有意な影響を与えないが、 $p < 0.1$  であり有意傾向を示した。図 4-17 に作成した更新ポテンシャルの評価モデルに基づいて算出した予測値の分布を示した。更新ポテンシャルは、鴨川公園や梨木神社といった大規模な緑被地を中心として、市街地に存在する微細な緑被地でも認められた。

ムクノキの推定結果をみると、天然更新の起こる確率についてのロジスティック回帰モデルは、緑被率と種子親までの距離が統計的に有意な影響を与えることが示され、10m メッシュ内の緑被率が高く、10m メッシュが種子親に近いほど天然更新の回数が多い傾向にあることが示された。次に、天然更新の回数についてのゼロ切断ポアソン回帰モデルは、種子親までの距離が統計的に有意な影響を与えることが示され、10m メッシュが種子親に近いほど天然更新の回数が多い傾向にあることが示された。図 4-17 に作成した更新ポテンシャルの評価モデルに基づいて算出した予測値の分布を示した。更新ポテンシャルは、そのほとんどが鴨川公園や梨木神社といった大規模な緑被地の一部で認められた。

表 4－1 エノキの更新ポテンシャルの評価モデル

ロジスティック回帰モデル

説明変数	係数	標準誤差	z値	p値
切片	-4.157	0.318	-13.09	0.00 ***
緑被率	0.019	0.003	6.98	0.00 ***
建蔽率	-0.007	0.004	-1.58	0.12
種子親までの最短距離	-0.007	0.002	-2.79	0.01 ***
京都御苑までの最短距離	0.001	0.001	1.68	0.09

ゼロ切断ポアソン回帰モデル

説明変数	係数	標準誤差	z値	p値
切片	0.531	0.295	1.80	0.07
緑被率	0.006	0.003	2.26	0.02 **
建蔽率	-0.012	0.007	-1.69	0.09
種子親までの最短距離	-0.001	0.003	-0.49	0.62
京都御苑までの最短距離	-0.002	0.001	-2.68	0.01 ***

表 4－2 ムクノキの更新ポテンシャルの評価モデル

ロジスティック回帰モデル

説明変数	係数	標準誤差	z値	p値
切片	-4.856	0.545	-8.91	0.00 ***
緑被率	0.031	0.005	6.39	0.00 ***
建蔽率	0.010	0.006	1.62	0.11
種子親までの最短距離	-0.021	0.005	-4.11	0.00 ***
京都御苑までの最短距離	-0.001	0.001	-0.81	0.42

ゼロ切断ポアソン回帰モデル

説明変数	係数	標準誤差	z値	p値
切片	0.597	0.543	1.10	0.27
緑被率	0.001	0.005	0.12	0.91
建蔽率	-0.006	0.008	-0.82	0.41
種子親までの最短距離	-0.020	0.008	-2.41	0.02 **
京都御苑までの最短距離	0.001	0.001	1.32	0.19

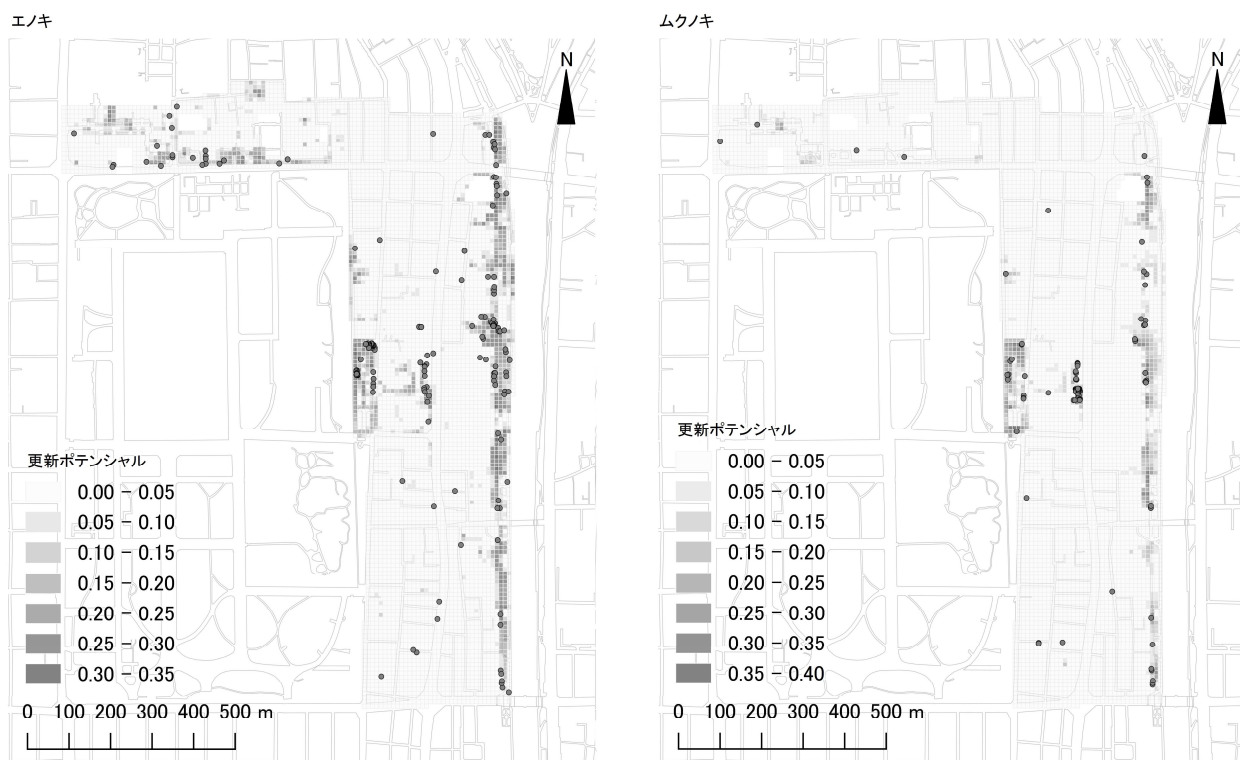


図 4-17 エノキとムクノキの更新ポテンシャル

地図中の点は実際に確認された「更新木」の位置を示す。

#### (4) エノキ及びムクノキの更新空間で確認された植物及び人工構造物

エノキの「天然更新木」の生育地のうち、植物のみが確認されたのは 110 箇所、人工構造物のみが確認されたのは 51 箇所、その両方が確認されたのは 34 箇所であった。また、植物及び人工構造物が確認されなかった生育地は 16 箇所であった。植物及び構造物が確認された箇所数を重複ありで集計すると、樹高 1.3m 未満の生垣は 35 箇所、樹高 1.3m 以上の生垣は 29 箇所、樹高 3m 未満の低木は 49 箇所、樹高 3m 以上の高木は 76 箇所、柵は 41 箇所、塀は 31 箇所、建築物は 18 箇所、電柱・電線は 16 箇所を確認された。柵はその多くが金属材の柵であり、その数は 37 箇所であった。胸高直径 10cm 未満の「天然更新木」で確認されたものの割合をみると、高木が 26.6%と最も多く、次いで低木が 17.5%と多かった。また、樹高 1.3m 未満の生垣が 12.8%、柵が 11.3%、樹高 1.3m 以上の生垣が 10.6%、塀が 10.2%であった。電柱・電線と建築物はそれぞれ 5.8%、5.1%と少なかった。胸高直径 10cm 以上の「天然更新木」で確認されたものの割合をみると、柵が 47.7%と最も多く、次いで建築物が 19.0%、高木と塀がそれぞれ 14.3%であった（表 4-3、写真 4-1）。

ムクノキの「天然更新木」の生育地のうち、植物のみが確認されたのは 26 箇所、人工構造物のみが確認されたのは 25 箇所、その両方が確認されたのは 14 箇所であった。また、植物及び人工構造物が確認されなかった生育地は 9 箇所であった。植物及び構造物が確認された箇所数を重複ありで集計すると、

樹高 1.3m 未満の生垣は 2 箇所、樹高 1.3m 以上の生垣は 9 箇所、樹高 3m 未満の低木は 9 箇所、樹高 3m 以上の高木は 36 箇所、柵は 22 箇所、塀は 12 箇所、建築物は 15 箇所を確認された。柵はその多くが金属材の柵であり、その数は 19 箇所であった。胸高直径 10cm 未満の「天然更新木」で確認されたものの割合をみると、高木が 33.3%と最も多く、次いで柵が 24.4%と多かった。また、建築物が 12.2%，樹高 1.3m 以上の生垣が 10.0%，低木と塀がそれぞれ 8.9%であった。胸高直径 10cm 以上の「天然更新木」で確認されたものの割合をみると、高木が 40.0%と最も多く、次いで塀と建築物がそれぞれ 26.7%と多かった（表 4－3）。

表 4－3 エノキとムクノキの「天然更新木」の生育地で確認された植物及び人工構造物

植物／人工構造物	エノキ		ムクノキ	
	胸高直径10cm未満	胸高直径10cm以上	胸高直径10cm未満	胸高直径10cm以上
生垣（樹高1.3m未満）	35 (12.8)	0 (0.0)	2 (2.2)	0 (0.0)
生垣（樹高1.3m以上）	29 (10.6)	0 (0.0)	9 (10.0)	0 (0.0)
低木（樹高3m未満）	48 (17.5)	1 (4.8)	8 (8.9)	1 (6.7)
高木（樹高3m以上）	73 (26.6)	3 (14.3)	30 (33.3)	6 (40.0)
柵	31 (11.3)	10 (47.6)	22 (24.4)	0 (0.0)
塀	28 (10.2)	3 (14.3)	8 (8.9)	4 (26.7)
建築物	14 (5.1)	4 (19.0)	11 (12.2)	4 (26.7)
電柱・電線	16 (5.8)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
計	274	21	90	15





写真４－１ エノキの「天然更新木」の生育地で確認された植物及び人工構造物

上段 左：樹高 1.3m 未満の生垣と建築物 中：柵と建築物 右：柵

下段 左：低木、柵 中：低木 右：低木、高木及び建築物

「天然更新木」の生育地で確認された植物について土地利用ごとの割合をみると、樹高 1.3m 未満の生垣は「公園等」が 45.9%と最も多く、次いで「公有地」が 27.0%、「住宅地」が 18.9%と多かった。樹高 1.3m 以上の生垣は「公園等」が 52.6%と最も多く、次いで「公有地」が 36.8%と多かった。低木は「公有地」が 34.5%と最も多く、次いで「商業・業務用地」が 22.4%、「公園等」が 20.7%、「神社」が 10.3%と多かった。高木は「公有地」が 35.7%と最も多く、次いで「公園等」が 23.2%、「商業・業務用地」が 13.4%、「神社」が 11.6%、「住宅地」が 10.7%と多かった（表 4－4）。



表 4－4 土地利用にみる「天然更新木」の生育地で確認された植物

土地利用	植物			
	生垣（樹高1.3m未満）	生垣（樹高1.3m以上）	低木（樹高3m未満）	高木（樹高3m以上）
公有地	10 (27.0)	14 (36.8)	20 (34.5)	40 (35.7)
公園等	17 (45.9)	20 (52.6)	12 (20.7)	26 (23.2)
神社	0 (0.0)	0 (0.0)	6 (10.3)	13 (11.6)
住宅地	7 (18.9)	3 (7.9)	3 (5.2)	12 (10.7)
商業・業務用地	0 (0.0)	1 (2.6)	13 (22.4)	15 (13.4)
寺院	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (1.7)	2 (1.8)
空地	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
道路用地	3 (8.1)	0 (0.0)	3 (5.2)	4 (3.6)
計	37	38	58	112

「天然更新木」の生育地で確認された人工構造物について土地利用ごとの割合をみると、柵は「公有地」が 38.1%と最も多く、次いで「公園等」が 33.3%と多く、「住宅地」が 12.7%、「神社」が 11.1%と多かった。塀は「寺院」が 44.6%と最も多く、次いで「商業・業務用地」が 18.6%、「住宅地」が 16.3%、「公園等」が 14.0%と多かった。「建築物」は「住宅地」が 33.3%と最も多く、次いで「公園等」が 24.2%、「商業・業務用地」と「寺院」がそれぞれ 12.1%と多かった。電柱・電線は「寺院」が 43.8%と最も多く、次いで「道路用地」が 31.3%、「公有地」が 18.8%と多かった（表 4－5）。

種ごとに「天然更新木」の生育地で確認されたすべての植物についてその樹種をみると、エノキでは、樹高 1.3m 未満の生垣が 9 種 36 個体であり、種子散布様式の違いでみると自動散布樹種が 5 種 17 個体、自動及び重力散布樹種が 1 種 15 個体と多かった。樹高 1.3m 以上の生垣が 10 種 32 個体であり、種子散布様式の違いでみると重力及び貯食散布樹種が 2 種 11 個体、結実しない樹種が 2 種 10 個体と多かった。低木が 23 種 64 個体であり、種子散布様式の違いでみると鳥散布樹種が 13 種 43 個体と最も多く、次いで自動散布樹種が 6 種 14 個体と多かった。高木が 25 種 86 個体であり、種子散布様式の違いでみると鳥散布樹種が 11 種 51 個体と最も多く、次いで風散布樹種が 7 種 19 個体、重力及び貯食散布樹種が 4 種 11 個体と多かった。エノキと同じ鳥散布樹種の多かった低木の中ではトウネズミモチ、アカメガシワ及びセンダンが多い傾向にあり、高木の中ではムクノキが多い傾向にあった（表 4－6）。これらの樹種はすべて冬期に果実が熟す樹木であり、エノキと種子散布者を共有していた（表 4－7）。

表 4－5 土地利用にみる「天然更新木」の生育地で確認された人工構造物

土地利用	人工構造物			
	柵	塀	建築物	電柱・電線
公有地	24 (38.1)	2 (4.7)	3 (9.1)	3 (18.8)
公園等	21 (33.3)	6 (14.0)	8 (24.2)	0 (0.0)
神社	7 (11.1)	0 (0.0)	1 (3.0)	0 (0.0)
住宅地	8 (12.7)	7 (16.3)	11 (33.3)	1 (6.3)
商業・業務用地	3 (4.8)	8 (18.6)	4 (12.1)	0 (0.0)
寺院	0 (0.0)	19 (44.2)	4 (12.1)	7 (43.8)
空地	0 (0.0)	1 (2.3)	1 (3.0)	0 (0.0)
道路用地	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (3.0)	5 (31.3)
計	63	43	33	16

表 4-6 エノキの「天然更新木」の生育地で確認された植物

種子散布様式	種	分類			
		生垣 (樹高1.3m未満)	生垣 (樹高1.3m以上)	低木 (樹高3m未満)	高木 (樹高3m以上)
鳥	ムクノキ				28
	トウネズミモチ			16	3
	アカメガシワ			6	
	センダン			6	
	シダレザクラ				5
	エノキ				4
	ヨウシュイボタ		3		
	イヌツゲ		2	1	
	クサギ			3	
	ナンテン			3	
	シュロ			1	2
	クスノキ				3
	ハクチョウゲ	2			
	セイヨウツゲ	1	1		
	ナワシログミ			2	
	イヌビワ				2
	ニシキギ	1			
	ヤマブキ		1		
	アオキ			1	
	サカキ			1	
	シロヤマブキ			1	
	トベラ			1	
	ヒイラギナンテン			1	
	イヌマキ				1
	カイツカイブキ				1
	クロガネモチ				1
	ビワ				1
	計	4	7	43	51
自動	ヤマツツジ	9		5	
	サツキ	5			
	ドウダンツツジ	1		3	
	ユキヤナギ		3	1	
	ガクアジサイ			2	
	ハナズオウ			2	
	キンシバイ	1			
	シモツケ	1			
	アセビ			1	
	計	17	3	14	0
重力, 貯食	アラカシ		8	2	5
	シラカシ		3		1
	イチョウ				3
	ウバメガシ				2
	計	0	11	2	11
風	アカマツ			2	4
	イロハモミジ				4
	クロマツ				3
	サルスベリ				3
	アキニレ				2
	ツガ				2
	ケヤキ				1
	計	0	0	2	19
重力, 自動	サザンカ	15	1	1	
	ヤブツバキ			1	2
	計	15	1	2	2
-	ハナゾノツクバネウツギ		9		
	キンモクセイ		1		1
	ソメイヨシノ				2
	ギンモクセイ			1	
	計	0	10	1	3
計		36	32	64	86

表 4-7 エノキの「天然更新木」の生育地で確認された鳥散布樹種の一部と鳥類の対応  
(叶内<sup>1)</sup>を参考に著者が作成)

種	鳥が食べ始める時期	エノキの種子散布者			
		ムクドリ	メジロ	アトリ類	ツグミ類
エノキ	8月	○	○	○	○
ムクノキ	10月	○		○	○
トウネズミモチ	11月	○			○
アカメガシワ	9月		○		
センダン	12月	○			
シダレザクラ	6月	○			○
ヨウシュイボタ	12月			○	○
イヌツゲ	11月				○
ナンテン	12月				○
クスノキ	11月	○	○		
ナワシログミ	11月	○	○		
イヌビワ	10月				
ニシキギ	11月		○		○
アオキ	3月	○			
クロガネモチ	12月		○		○

ムクノキでは、樹高 1.3m 未満の生垣が 1 種 2 個体と少なかった。樹高 1.3m 以上の生垣が 5 種 9 個体と少なく、種子散布様式の違いでみると自動散布樹種が 3 種 7 個体であった。低木が 7 種 9 個体と少なく、種子散布様式の違いでみると鳥散布樹種が 5 種 7 個体であった。高木が 10 種 38 個体であり、種子散布様式の違いでみると鳥散布樹種が 7 種 26 個体と多かった。確認個体数が多く、ムクノキと同じ鳥散布樹種の多かった高木の中では同種のムクノキが多い傾向にあった（表 4-8）。

表 4-8 ムクノキの「天然更新木」の生育地で確認された植物

種子散布様式	種	分類			
		生垣 (樹高1.3m未満)	生垣 (樹高1.3m以上)	低木 (樹高3m未満)	高木 (樹高3m以上)
鳥	ムクノキ				14
	クスノキ				4
	エノキ				3
	ヤマブキ		1	1	
	トウネズミモチ			2	
	トベラ			2	
	クロガネモチ				2
	ヨウシュイボタ		1		
	モッコク			1	
	アオキ			1	
	ビワ				1
	シュロ				1
	イヌマキ				1
	計	0	2	7	26
自動	ユキヤナギ		5		
	ヤマツツジ		1		
	サツキ		1		
	フジ			1	
	計	0	7	1	0
重力, 貯食	アラカシ	2			6
風	サルスベリ				2
	アカマツ			1	
	ケヤキ				1
	イロハモミジ				1
	計	0	0	1	4
重力, 自動	サザンカ				2
	計	2	9	9	38

表 4－9 ムクノキの「天然更新木」の生育地で確認された鳥散布樹種の一部と鳥類の対応  
(叶内<sup>1)</sup>を参考に著者が作成)

種	鳥が食べ始める時期	ムクノキの種子散布種			
		ムクドリ	アトリ類	ツグミ類	ドバト
ムクノキ	10月	○	○	○	○
クスノキ	11月	○			
エノキ	8月	○	○	○	
トウネズミモチ	11月	○			
クロガネモチ	12月			○	
ヨウシュイボタ	12月		○	○	
モッコク	10月			○	
アオキ	3月	○			

## 四. 考察

### (1) エノキとムクノキの更新及び生残特性の違い

エノキとムクノキはケヤキとは異なり更新様式として「天然更新木」が多く確認された。ただし、その更新及び生残の特性には違いがみられた。

市街地及び鴨川公園に生育していた胸高直径 10cm 未満の「天然更新木」をみると、エノキは胸高直径 5cm 未満が 173 個体、胸高直径 5cm 以上が 10 個体確認された。一方、ムクノキは胸高直径 5cm 未満が 54 個体、胸高直径 5cm 以上が 9 個体確認された。このことから、エノキは種子散布から稚樹の定着に到る段階まではその個体数がムクノキと比較して多いといえる。しかし、その後の幼樹への成長の段階でその多くが枯死し胸高直径 5cm 以上の個体数には大きな差が認められなくなるものと考えられる。都市域の成熟林である糺の森や造成林であるいのちの森では、エノキは近隣に種子親が生育していない場合でも実生の定着がみられ<sup>10)12)</sup>、新規加入速度は高いが、耐陰性に乏しく、弱光環境下では枯死率も高いなど、先駆的性質を強く示すことが知られている<sup>9)11)</sup>。一方、ムクノキの新規加入速度は低い、その枯死率も低いことが知られている<sup>8)11)</sup>。本研究で確認された市街地及び鴨川公園におけるエノキとムクノキの違いは、これらの特性によるものと考えられ、市街地においてもエノキは新規加入速度が高く先駆的性質を強く示すといえる。一方、ムクノキの新規加入速度は低く、エノキと比較してその先駆的な性質は弱い、稚樹から幼樹への成長の段階での枯死率が低いことが示唆された。

その後の推移として胸高直径 10cm 以上の「天然更新木」をみると、エノキは胸高直径 20cm 未満が 9 個体、胸高直径 20cm 以上が 23 個体確認された。一方、ムクノキでは胸高直径 20cm 未満が 5 個体、胸高直径 20cm 以上が 6 個体確認された。エノキの胸高直径 20cm 以上の「天然更新木」をみると、胸高直径 40cm 未満の 16 個体のうち「公園等」で確認されている 11 個体はその個体数が他の直径階の「天然更新木」と比較して突出しており、その一部には本来「植栽木」であった個体を「天然更新木」に分類した可能性もある。また、エノキでは胸高直径 60cm 以上の「天然更新木」が 4 個体確認されているが、これは 1985 年の踏査では確認されなかった「残存木」である可能性がある。これを差し引くと、エノキの胸高直径 20cm 以上の「天然更新木」の個体数は 8 個体となる。事例数が少ないため判断は難しいが、ムクノキの個体数が少ない傾向にあった。糺の森では、新規加入速度は高いものの枯死率が高いという先駆的な特性を示した一方で、成長し優占するようになるとエノキは相対成長率が他の樹種よりも大きく、他の樹種との競合力を大径木になっても維持できることが知られている<sup>9)</sup>。こうした性質をもつことから、市街地及び鴨川公園のようにエノキを庇陰するような樹木が生育しないような空間が多い場合、幼樹の段階まで生残できれば枯死しにくい可能性がある。

「保護林」での個体群動態についてみると、胸高直径 10cm 以上のエノキの生育個体数は 1985 年と 2018 年でそれぞれ 8 個体と 11 個体であり、2018 年における個体密度をみると梨木神社では 0.13 個体/100m<sup>2</sup>、御土居跡では 0.35 個体/100m<sup>2</sup>であった。一方、胸高直径 10cm 以上のムクノキの生育個体数は 1985 年と 2018 年でそれぞれ 58 個体、45 個体とエノキと比べて多く、また 2018 年における個体密度をみて

も梨木神社では 0.93 個体/m<sup>2</sup>, 御土居跡では 2.45 個体/m<sup>2</sup> とエノキと比較して高い値を示した。また, 2018 年に確認された胸高直径 10cm 未満のエノキは 53 個体と多かったもののそのすべてが 5cm 未満であり, 梨木神社では多数の個体が集中的に分布しており, 御土居跡では小数の個体が分散的に分布していた。梨木神社のエノキは林縁に多く分布しており, 北東の林縁に集中的に分布しているエノキについては近くで伐採木が確認され林冠がひらけている空間に生育していた。一方, ムクノキは梨木神社には小数の個体が分散的に分布しているのみであったが, 御土居跡では多数の個体が生育していた。これらのことから, エノキは「保護林」のような環境では更新できず, 林冠木が消失し光環境が改善された空間に集中的に更新しており, 市街地及び鴨川公園でも認められた強い先駆的な特性<sup>9)11)</sup>をもっていることが示唆された。一方のムクノキはこうした特性をもつエノキが更新できない「保護林」という環境でも更新できており, エノキとは異なる更新及び生残特性をもっていることが示唆された。糺の森では, ムクノキはエノキと比較して庇陰されるような空間においても枯死率が低いことが知られており<sup>8)</sup>, この違いが「保護林」という環境でムクノキがエノキと比較して更新できている理由のひとつであると考えられる。

## (2) ケヤキの更新特性

市街地及び鴨川公園に生育していた「天然更新木」をみると, ケヤキは 23 個体とエノキ及びムクノキと比較すると少なかった。また, 「保護林」での個体群動態についてみると, 2018 年に確認された胸高直径 10cm 未満のケヤキは 57 個体と多く, 梨木神社の京都御苑に面する西の林縁に集中的に分布していたが, 胸高直径 10cm 以上の個体は 1985 年と 2018 年でそれぞれ 2 個体と 3 個体と少なく, 更新できていなかった。一方, 「植栽木」をみると, エノキは 15 個体, ムクノキは 2 個体であったのに対してケヤキは 99 個体と多かった。これらのことから, 市街地においてケヤキは植栽によってその個体群を維持しており, その天然更新はほとんど望めないと考えられる。

## (3) エノキとムクノキの更新空間の条件

### 1) エノキとムクノキの更新ポテンシャルの評価モデルからみる巨視的な条件

更新確率のロジスティック回帰モデルをみると, エノキとムクノキの両方で種子親の近くであり, 緑被率が高いことが 10m メッシュの更新確率を高めることが示唆された。また, エノキでは京都御苑の近くであることも更新確率を高める可能性があることが示唆された。更新回数のゼロ切断ポアソン回帰モデルをみると, エノキでは京都御苑の近くであり, 緑被率が高いことで 10m メッシュの更新回数が多くなることが示唆された。一方, ムクノキでは種子親の近くであると更新回数が多くなることが示唆され, エノキとは異なり種子親の近くであることが重要であることが示唆された。

エノキとムクノキの種子散布の推定距離の頻度分布をみると, エノキでは種子親の周辺だけでなく 60m 未満の距離階級で「更新木」が高い頻度で確認されたのに対して, ムクノキでは種子親の周辺に多く 20m 以上ではその頻度が低い傾向にあり, エノキと比較して種子散布距離が制限されている傾向にあった。これには 2 点の理由が考えられる。すなわち, 実際にムクノキの種子散布距離がエノキと比較し

て制限されている，あるいは種子散布距離は制限されていないもののムクノキが更新できる空間が市街地には少ないために種子親の生育地の近くでのみ「更新木」が確認されるというものである。坂本<sup>6)</sup>の調査結果を参照すると，1985年には京都御苑の林縁にエノキが172個体，ムクノキが113個体生育していたことが示されている。京都御苑における1985年からの林相の変化については明らかになっていないが，2018年においても京都御苑は対象地域ではひととき重要な種子の供給源としての機能をもっているものと考えられる。また前述のようにエノキは強い先駆的な特性をっており，市街地においても「天然更新木」が確認されており，特に胸高直径10cm未満の「更新木」は「空地」を除くすべての土地利用で高頻度にみられている。一方，ムクノキは市街地においても更新しているが，エノキと比較すると「保護林」における更新が顕著であり，ムクノキの更新には，エノキは更新できないような上層木が存在しある程度庇陰されるような環境が必要であると考えられる。これらのことから，市街地にはこうしたムクノキの更新できる空間が少ないためにムクノキの種子散布の推定距離が見かけ上制限されているものと考えられる。

以上のことから，エノキの更新には種子供給源の近くに100m<sup>2</sup>あたりの緑被率が高い空間が存在する必要がある，これは微細な緑被地でも十分であると考えられる。これに対して，ムクノキの更新においても種子供給源の近くに100m<sup>2</sup>あたりの緑被率が高い空間が存在する必要があるが，その緑被地はある程度の面積をもつ微弱な光環境の樹林的な空間である必要があると考えられる。

## 2) エノキとムクノキの更新空間で確認された植物及び人工構造物からみる微視的な条件

「天然更新木」についてみると，胸高直径10cm未満のエノキはすべての種類の植物及び人工構造物の直下で確認されているが，胸高直径10cm以上のエノキは柵の直下に最も多く，次いで建築物の直下に多かった。また，高木や塀の直下でも確認された。一方，胸高直径10cm未満のムクノキは植物では樹高1.3m以上の生垣及び高木，人工構造物では柵及び建築物の直下で確認されているが，胸高直径10cm以上のムクノキは高木の直下に最も多く，次いで塀，建築物の直下に多かった。植物及び人工構造物のうち，柵，塀といった土地境界に整備される人工構造物の周辺では粗放的な土地管理がなされ<sup>7)</sup>，鳥類によって散布された「天然更新木」が剪定あるいは伐採されにくいいため生残しやすいものと考えられる。また，高木についてはエノキとムクノキの両方で鳥散布樹種である場合が多く，またそれらの樹種はエノキやムクノキと種子散布者を共有しており，同じ時期に鳥類が採食するものであった。このことから，鳥類がエノキやムクノキの果実を採食した後，これらの樹木に移動しその直下に糞とともに種子を散布したと思われる。

以上のことから，エノキは種子散布者である鳥類の利用する様々な空間において更新可能であるのに対して，ムクノキはその一部でしか更新できないことが示唆された。これは，エノキの強い先駆的特性によるものと考えられる。また，エノキは柵の直下で生残しやすく，ムクノキは高木の直下で生残しやすいことが示唆された。これは，エノキが庇陰されにくい空間を必要とする一方で，ムクノキは上層木にある程度庇陰されるような空間を必要とすることによるものと考えられる。

## 五. 総括

1985年にエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林が確認された京都御苑の北部及び東部の市街地では、エノキ、ムクノキの天然更新及びケヤキの植栽が多数確認された。ケヤキは、主に公有地に多数の個体が植栽されており、1985年と比較して生育するケヤキの個体数は大幅に増加していた。ただし、エノキとムクノキのように天然更新による個体の補充は望めないことが示唆された。

エノキとムクノキの更新特性の違いをみると、両種ともに市街地及び鴨川公園における天然更新が確認されたものの、新規加入速度が高いという先駆的な特性の強いエノキの更新がより多く確認された。一方、ムクノキは市街地にあつて原則として人の侵入を受けない小規模な樹林である梨木神社と御土居跡においてその更新が確認された。これは、ムクノキが同じ先駆的な特性をもつとされているエノキと比較して上層木に庇陰されるような環境でも枯死率が低く、成長速度が比較的高いという特性をもっていることによるものであると考えられ、ムクノキはその個体群の維持にあたって小規模ではあつても自然性の高い樹林的な空間を必要とすることが示唆された。

エノキとムクノキの更新空間の条件としては、巨視的にみるとエノキは種子供給源の近くに微細であつても緑被地が存在すれば更新できることが示唆されたが、ムクノキの更新のためには種子供給源の近くにある程度の面積の緑被地が存在する必要があることが示唆され、両樹種ともに種子供給源の近くである必要はある点は条件としては同じであるが、更新空間の条件は異なっていることが示唆された。微視的にみると幼樹の段階を超える天然更新木が多く確認されたのは、土地境界に存在するような柵や塀、建築物といった人工構造物の直下及び高木の直下であつた。このなかで、エノキは柵の直下で最も多く確認されたのに対して、ムクノキは高木の直下で最も多く確認され、ここにも種特性の違いがみられた。また、高木の中でもエノキとムクノキの更新個体数が多かつたのは両樹種と種子散布者を共有する樹木の直下であつた。



## 引用文献

- 1) 叶内拓哉 (2006) : 野鳥と木の実ハンドブック : 文一総合出版, 80pp
- 2) 牧野富太郎 (1983) : 原色牧野植物大図鑑続編 : 北隆館, 538pp
- 3) 牧野富太郎 (1985) : 原色牧野植物大図鑑 第四版 : 北隆館, 906pp
- 4) 坂本圭児・小林達明・池内善一 (1985) : 京都・下鴨神社の社寺林における林分構造について : 造園雑誌 48 (5), 175-180
- 5) 坂本圭児 (1987) : 滋賀県愛知川河辺におけるニレ科樹林の構造 : 緑化研究 9, 50-68
- 6) 坂本圭児 (1988) : 都市域におけるニレ科樹林および孤立木群の残存形態に関する研究 : 緑化研究別冊 2, 1-129
- 7) 坂本圭児 (2009) : エノキ・ムクノキ, 日本樹木誌編集委員会編, 日本樹木誌 I : 日本林業調査会, 161-180
- 8) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2004) : 下鴨神社糺の森において樹木の枯死に隣接個体が与える影響 : 日本緑化工学会誌 30 (1), 27-32
- 9) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2004) : 糺の森におけるクスノキおよびニレ科 3 樹種の成長と動態 : ランドスケープ研究 67 (5), 499-502
- 10) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕 (2014) : 糺の森においてギャップ下に定着した木本実生の種組成, サイズ構造とその影響要因 : ランドスケープ研究 77 (5), 579-582
- 11) 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕 (2015) : 都市域成熟林における林冠層優占種エノキ, ムクノキ, ケヤキ, クスノキ実生の成長特性 : ランドスケープ研究 78 (5), 663-666
- 12) 田端敬三・森本幸裕 (2012) : 都市内再生林の造成後早期に侵入定着した木本実生の成長特性 : ランドスケープ研究 75 (5), 431-434
- 13) Tabata, K. and Morimoto, Y (2017) : Regeneration Traits of *Celtis sinensis* Pers. and *Aphananthe aspera* (Thumb.) Planch. in a Created Urban Tree Plantation approximately 20 years after construction : Journal of Environmental Information Science 45 (5), 1-8

## 第五章 総合考察

### 一. 第二章から第四章で得られた知見の総括

本研究の第二章から第四章では、京都市街域に残存するエノキ、ムクノキ及びケヤキからなる樹林及び孤立木についてその残存状況を把握するとともに、これまで検討が進んでいなかった市街地に生育するこれら 3 種からなる孤立木や小規模な樹林の更新過程について把握し、種による違いを考察した。以下に各章の概要を示す。

第二章では、京都市街域の広域を対象として 1986 年の踏査によって確認されたエノキ、ムクノキ及びケヤキの樹林と孤立木についてその分布様式を整理するとともに 2016 年の残存状況を把握した。その結果、京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地では 1986 年以降の市街化等による樹林の減少及び孤立木の消失が確認され、特に京都の景観に特異的な寺院境内では多くの樹林が分断、縮小していることが示された。その理由として、墓地などの開発だけでなく、敷地内の道路や建築物、駐車場といった観光的意味合いの強い開発の影響も示唆された。また、孤立木は主に住宅地、商業・業務用地、公有地で消失しており、主な理由は市街化による消失であったが、建築物の建て込みによって土地利用の空間的余裕がなくなり、樹木の「迷惑性」が高まったことで土地所有者による伐採が行われた可能性も示唆された。

第三章では、京都市左京区下鴨の住居地域を対象として 1986 年の踏査によって確認されたエノキ、ムクノキ及びケヤキの孤立木についてその残存状況を明らかにするとともに、これら 3 種の更新特性の概要を把握した。その結果、京都市左京区下鴨の住居地域では、1800 年代後半以降増減を繰り返しながら維持されてきたエノキ、ムクノキ及びケヤキの孤立木の多くが住宅地で消失していることが明らかになった。その多くは建築や舗装といった開発によるものであったが、落葉・落枝の管理に対する苦労や周辺住民からの苦情を理由とした伐採によるものも含まれる可能性が示唆され、こうした伐採は生育地周辺の空間的な余裕と関連していた。また空間的な余裕がない生育地では、伐採されないまでも強度の剪定がなされる事例も確認され、エノキ、ムクノキ及びケヤキの消失にはこうした落葉樹ならではの「迷惑性」が影響していることが示唆された。

一方更新についてみると、エノキとムクノキは天然更新、ケヤキは植栽によって個体が補充されていることが明らかになった。エノキとムクノキは種子供給源から最大で 130-140m の範囲まで散布されており、特に鴨川公園と住宅地の裏庭が隣接している緩衝帯空間で天然更新の多くが確認された。また大面積の樹林における先行研究と同様に、エノキはムクノキと比較して先駆的な特性をもつことが示唆され、エノキの更新は緩衝帯空間の柵の直下といった庇陰されにくい空間において更新している傾向にあったのに対し、ムクノキは樹木の下や生垣の内部といった庇陰されるような空間において更新している傾向にあることが示唆された。一方ケヤキは、街路樹として道路用地に中径木が植栽されていた。以上のような残存過程、更新過程を経て、エノキは微減、ムクノキは減少、ケヤキは増加していた。また 1985 年

まではエノキ、ムクノキ及びケヤキの多くは住宅地に生育していたものの、2016 年にはその多くが消失していた。さらにエノキとムクノキは天然更新によって鴨川公園の個体数が増加した一方で、ケヤキは植栽により道路用地の個体数が増加した。そのためエノキとムクノキの分布が鴨川公園に、ケヤキの分布が道路用地に偏っている傾向にあった。

第四章では、京都御苑の北部及び東部の市街地を対象として、エノキ、ムクノキ及びケヤキの分布を1985 年と2018 年の間で比較することで、主に市街地におけるこれら3 種の更新特性を詳細に把握した。その結果、エノキ、ムクノキでは天然更新による個体の補充が確認された一方で、ケヤキでは植栽による個体の補充が確認され、1985 年と2018 年の個体数を比較するとエノキは微減、ムクノキは減少、ケヤキは増加しているなど、個体群動態の傾向として第三章と同様の傾向が認められた。ケヤキは主に公有地における植栽によってその個体を補充しており、市街地においてはエノキとムクノキのように天然更新による個体の補充は望めないことが示唆された。

エノキとムクノキの更新特性の違いをみると、両種ともに市街地及び鴨川公園における天然更新が確認されたものの、新規加入速度が高いという先駆的な特性の強いエノキの更新がより多く確認された。一方、ムクノキは市街地にあつて原則として人の侵入を受けない小規模な樹林である梨木神社と御土居跡においてその生育と更新が顕著に確認された。これは、大面積の樹林における先行研究で明らかにされているように、ムクノキが同じ先駆的な特性をもつとされているエノキと比較して上層木に庇陰されるような環境でも枯死率が低く成長速度が比較的高いという特性をもっていることによるものであると考えられる。このことからムクノキの個体群の維持にあたっては小規模であっても自然性の高い樹林的な空間が必要であることが示唆された。

エノキとムクノキの更新空間の条件としては、巨視的にみるとエノキは種子供給源の近くに微細であっても緑被地が存在すれば更新できることが示唆されたが、ムクノキの更新のためには種子供給源の近くにある程度の面積の緑被地が存在する必要があることが示唆され、更新空間の条件は異なっているものと考えられる。微視的にみると幼樹の段階を超える天然更新木が多く確認されたのは、土地境界に存在するような柵や塀、建築物といった人工構造物の直下及び高木の直下であった。また、高木の中でもエノキとムクノキの更新個体数が多かったのは両樹種と種子散布者を共有する樹木の直下であった。そして、エノキは柵の直下で最も多く確認されたのに対して、ムクノキは高木の直下で最も多く確認された。以上のことから更新空間の条件についても前述の種特性の違いが認められた。

## 二. 京都市街域におけるエノキ、ムクノキ及びケヤキの生育地の保全と創出の方向性

植物の個体群においては、生育地の分断化と孤立が進行することによってその維持に問題が生じると考えられている。具体的にみると、量的な花粉制限によって種子生産が制限され、エッジ効果によって個体の加入や種子の被食などの生活史過程のさまざまな段階で影響がみられるようになり、遺伝的多様性の減少と近親交配によって個体群の適応度の低下を招くと考えられている。また、こうした生育地の分断化が個体群の長期的な存続に及ぼす影響は世代時間の長い樹木ではあまり知られていない<sup>1)</sup>。

本研究で取り扱った京都市街域に生育するエノキ、ムクノキ及びケヤキは 1800 年代後半から現在までその樹林の分断と縮小による孤立木の形成あるいは残存した樹林や形成された孤立木の消失によって生育地の分断化と孤立が進行していることが示唆された<sup>2)3)5)</sup> (第二章)。特に、エノキとムクノキはその個体群の維持を天然更新に依存していると考えられ、生育地の分断化の影響は否定できない。特にムクノキについては本研究でとりあげた 2 つの対象地域で個体群の維持に問題が生じていることが示唆された (第三章、第四章)。このように、エノキとムクノキは市街域にあって自然性の高い樹種であるといえるものの、その個体群の維持には課題を抱えており、残存する樹林と孤立木を保全するとともにその更新を促す施策を検討する必要がある。

一方、天然更新が望めないケヤキについては樹林と孤立木を保全するとともに、現在も行われている公園、道路用地及び公有地等への植栽によってその個体群を維持できるものと考えられる。特に、ケヤキの孤立木が多く、その残存率も高く (第二章)、生育する孤立木が受ける剪定強度も低いことが示唆され (第三章)、京都市街域に広く分散的に配置されている公園をその主要な生育地として位置づけ整備していくことが一案として挙げられる。

以下では、本研究から得られた知見に基づいて、京都市街域において特にエノキ、ムクノキの保全を目的とした場合に必要となる施策について検討する。

### (1) 残存する樹林及び孤立木の保全

残存するエノキとムクノキからなる樹林及び孤立木は、市街地におけるこれら 2 種の更新を考えるうえで種子供給源として重要であり (第三章、第四章)、その保全が必要である。

吉田・坂本<sup>5)</sup>が、歴史的、文化的土地利用の象徴として寺院境内の樹林及び孤立木の存在を指摘していたものの、1986 年以降の樹林の分断化が顕著であることが明らかとなり (第二章)、改めて京都市において寺院境内の樹林及び孤立木の価値を認めるとともに、その保全を推進する必要がある。特にムクノキは人の侵入を受けない神社の神域や寺院の史跡跡といった小規模な樹林においてその更新が顕著に確認されたことから (第四章)、減少傾向にあるムクノキにとっては寺社境内に存在する樹林の保全がその個体群を維持していくうえで重要であると考えられる。

これに加えて、公有地や住宅地でも孤立木の消失が顕著に確認されたことから (第二章、第三章)、その保全も必要となる。特にエノキはこれらの土地利用で孤立木の個体数が多く (第二章)、強い先駆的な特性をもつことからムクノキとは異なり樹林での更新が制限されていることから (第三章)、その保全が

個体群を維持していくうえで重要であると考えられる。こうした孤立木の保全を考える上で、その「迷惑性」との関連性が示唆された生育地周辺の建蔽率は重要な指標であり、施策への応用が期待される。まず、建蔽率 20%未満では孤立木が残存しやすいことが示されたことから（第二章、第三章）、孤立木の生育地周辺の建蔽率を 20%未満に抑制する都市計画的な誘導を行うといった、孤立木の残存率を維持あるいは向上させるような施策が必要であろう。また、建蔽率 40%以上では残存している場合であっても樹形異常を伴う剪定や芯止めといった強度の剪定が行なわれる傾向にあり、特に 1986 年に孤立木が多く確認された住宅地でこの傾向が顕著であったことから（第三章）、このように「迷惑性」が高くなりやすい条件の生育地では孤立木の維持管理のために土地所有者が被る負担を軽減するような施策が必要であろう。例えば、生育地周辺の建蔽率が 40%以上の孤立木の中から個体群の連結性を維持する上で重要なものや大径木であり重要な種子供給源となり得るものといった条件を定め、優先順位の高い孤立木から段階的に落葉・落枝の管理に対する補助を設けるなどの施策が一案として考えられる。

## （２）新たな生育地の創出による天然更新の促進

残存するエノキとムクノキからなる樹林及び孤立木の保全に加え、新たな生育地の創出も必要である。

エノキとムクノキは樹林や孤立木等の種子供給源の近くで更新ポテンシャルが高いことが示唆されたことから、1986 年に生育が確認された樹林及び孤立木の周辺地域ではその天然更新によって個体が補充されている可能性が期待でき、エノキとムクノキの天然更新個体を保護、育成することでその生育地を維持することができるものと考えられる。また、2016 年に残存が確認された樹林及び孤立木の周辺地域では現在もその天然更新が見込めるため、新たな生育地を創出することでその天然更新を促進することができる。

本研究で実際に観測されたエノキとムクノキの種子散布の推定距離の最大値はエノキで 187m（第四章）、ムクノキで 133m（第三章）であったことを受け、この距離に基づいて第二章の結果を参照して、保護、育成を目指す地域と新たな生育地を創出する地域を示すと図 5－1 のようになる。保護、育成を目指す地域のなかでも、エノキは緑被地が存在する空間で、ムクノキはある程度まとまった緑被地が存在する空間でそれぞれ天然更新によって個体が補充されている可能性が高いことから（第四章）、保護、育成にあたっては、例えば本研究で更新ポテンシャルの評価に用いた 100m<sup>2</sup>あたりの緑被率をその指針として活用することが期待できる。

本研究で対象地域とした鴨川公園と市街地が隣接する空間では特に天然更新が顕著であり、京都市左京区の下鴨の住居地域では公園的空間と住宅地の裏庭が隣接している緩衝帯空間で多くの天然更新が確認され（第三章）、京都御苑の東部の市街域でも公園的空間と公有地が隣接している空間で天然更新が確認された（第四章）。このことから、例えば公園的空間とその他の土地利用の外構空間を隣接させ、その緩衝帯空間を形成することはエノキとムクノキの天然更新を促進する一つの方針として期待できる。現在は鴨川公園のように特殊な公園的空間でのみ緩衝帯空間がみられるものの、京都市街域に広く分散的に配置されている公園の中でも図 5－1 の範囲に位置するものについては周辺市街地の街区の再編と

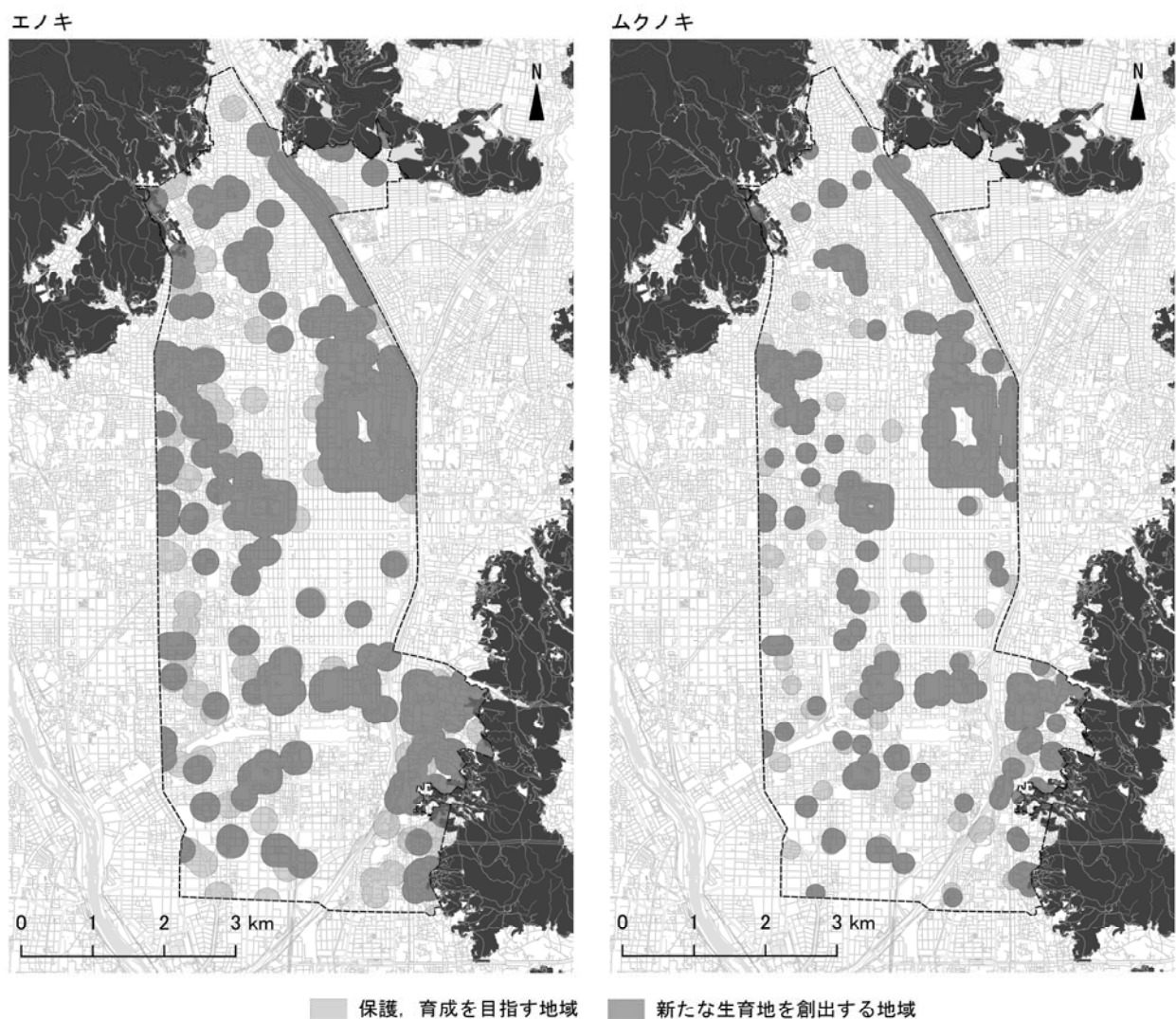


図 5－1 エノキとムクノキの保護、育成及び生育地を創出する地域

もに道路による分断から緩衝帯空間による緩やかな分断へと都市計画的なスケールの施策を検討することとも一案として挙げられる。住宅地を例にその概要を示すと図 5－2 のようになる。また、開発の影響を受けにくく孤立木の残存率が高いことが示唆された河川沿いの緑被地や山麓辺縁部といった隙間的な空間（第二章）も先に挙げた緩衝帯空間と併せて生育地として整備することでエノキとムクノキの更新が期待できる。

これら 2 種は柵や塀、建築物といった人工構造物の直下及びエノキ及びムクノキと種子散布者を共有する高木の直下といった空間で天然更新が確認されたことから（第四章）、こうした構造物等からなる空間を図 5－1 の地域に創出することが一案として考えられる。その際、エノキとムクノキの更新特性の違い（第四章）に基づき、エノキの更新を目的とする場合は柵等の庇陰されにくい空間を整備し、ムクノキの更新を目的とする場合は高木等が生育しある程度庇陰されるような空間を整備していくことが有効であると考えられる。加えて、ムクノキは市街地にあるエノキが更新できないような小規模な樹林で

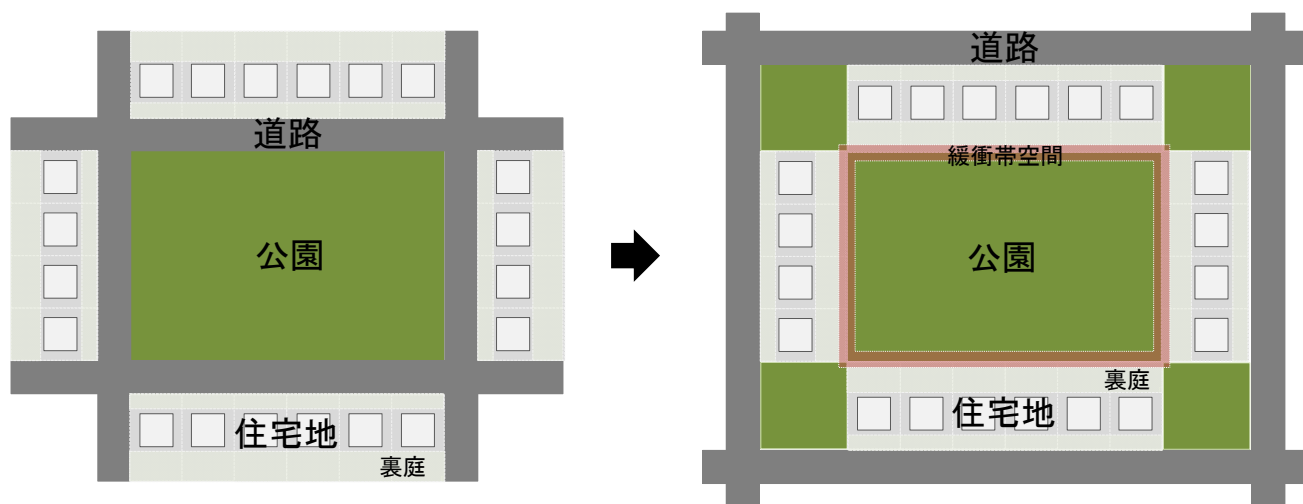


図5-2 住宅地と公園的空間による緩衝帯空間形成のイメージ

多くの個体が更新し生育していたことから（第四章）、ムクノキの更新を目的とする場合にこうした樹林的な空間を整備することも一案として考えられる。

最後に、新たな生育地の創出にあたってはその周辺の建蔽率が低く、「迷惑性」が高まりにくい地域を対象とするか、樹林及び孤立木の保全の項でも検討した「迷惑性」に配慮した施策を同時に展開する必要がある。

## 引用文献

- 1) 富松裕 (2005) : 生育場所の分断化は植物個体群にどのような影響を与えるか? : 保全生態学研究 10, 163-171
- 2) 坂本圭児・吉田博宣 (1986) : 都市域におけるニレ科樹林 (木) の残存とその形態 : 造園雑誌 49 (5), 131-136
- 3) 坂本圭児 (1988) : 都市域におけるニレ科樹林及び孤立木群の残存形態に関する研究 : 緑化研究別冊 2, 1-129
- 4) 坂本圭児 (2009) : エノキ・ムクノキ, 日本樹木誌編集委員会編, 日本樹木誌 I : 日本林業調査会, 161-180
- 5) 吉田博宣・坂本圭児 (1987) : 市街地における土地利用とニレ科樹林 (木) の残存形態ならびに残存過程 : 造園雑誌 50 (5), 78-83



## 謝辞

本研究を行うにあたり、指導教員として、研究テーマの提案、研究方針の指導にいたるまで、常に懇切なご指導と貴重な助言をいただきました京都大学大学院地球環境学堂景観生態保全論分野の柴田昌三教授に心より感謝を申し上げます。また岡山大学大学院環境生命科学研究科環境科学専攻環境生態学講座緑地生態学分野の坂本圭児教授には貴重な研究資料を提供いただき共同研究を進めることを許諾いただきました。京都大学大学院地球環境学堂景観生態保全論分野の深町加津枝准教授、大阪府立大学大学院生命環境科学研究科緑地環境科学専攻地域生態学研究グループ今西純一准教授、心より感謝を申し上げます。

京都市街域の緑被についての情報をご提供いただきました京都市建設局みどり政策推進室にも感謝を申し上げます。

京都大学大学院農学研究科森林科学専攻環境デザイン学研究室で博士課程を修了された先輩方である小宅由似氏，張平星氏，東口涼氏にはそれぞれ異なる立場から多くの助言を頂き，論文執筆にあたって助力頂きました。また同研究室に所属する大学院生の岡晴子氏，正田佑氏，貴瀬翠氏には博士論文の執筆にあたって数多くのご協力をいただきました。同じく、事務員の釜我礼子氏には数々の励ましの言葉を頂きました。その他，研究室で共に過ごした学生には日常温かく支えていただき，調査にご参加頂きました。以上の方々に心より感謝を申し上げます。

最後にいつも温かく接し見守ってくれた家族や友人に心から感謝を申し上げます。